



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS

Departamento de Química Analítica

**“Tratamiento por medios electroquímicos
de aguas residuales del río Nexapa.”**

TESIS

Presentada como requisito para obtener el
Título en grado de Licenciado en:

QUÍMICO FARMACOBIOLOGO

Presenta:

pQFB: NÉSTOR JOAQUIN CAMARON MORALES

Directora:

**DRA. DOLORES JUDITH CABALLERO
JIMÉNEZ**

Asesor:

DR. ESTEBAN SÁNCHEZ MUÑOZ



Puebla, Pue.

Enero, 2025.

Índice

Marco teórico y conceptual:	14
Antecedentes del río Nexapa:	14
Tratamiento de aguas residuales:	16
Métodos físicos:	18
Métodos biológicos:	19
Métodos químicos:	19
Métodos electroquímicos para el tratamiento de aguas residuales:	19
Procesos de Oxidación Avanzada (POA):	21
Reacción de electro Fenton:	21
Métodos de caracterización:	24
Espectroscopía Ultravioleta- Visible (UV-Vis):	24
Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR):	25
Potencial de Hidrógeno (pH):	25
Demanda Química de Oxígeno (DQO):	26
Espectroscopia de Absorción Atómica:	27
Conductimetría:	27
Dureza total.....	28
Metodología.....	30
Muestreo:	30
Normatividad:	32
Equipos y disoluciones:	32
Construcción de celdas electroquímicas:	35
Resultados y discusiones:	38
Muestras previas al tratamiento	38
Agua tratada:	40
Sólidos producidos	44
Electrodos de sacrificio:	45
Conclusiones:	48
Bibliografía:	49
Anexo 1: Tratamiento a pH cercano al neutro.....	54
Anexo 2: Equipos utilizados.....	56
Sistemas de purificación de agua ultrapura Barnstead™ E-Pure™:	56

Potenciómetro Conductronic pH 120	57
Sensor de turbidez Vernier:.....	58
Conductímetro YSI 3200:.....	59
Espectrofotómetro Infrarrojo FT-IR Digilab, modelo Scimitar FT-IR:	60
Espectrofotómetro de absorción atómica GBC 932 de marca Scientific Equipment Ltd:	61
Espectrofotómetro HACH DR 5000:	62

Índice de figuras:

Figura 1. Estructura del indicador Negro de Eriocromo T.	29
Figura 2. Ubicación geográfica del río Nexapa tomada de (Morales Venegas, 2018).	30
Figura 3. Imágenes de puntos de muestreo en río Nexapa, A). Punto de toma de muestra 1 y B). Punto de toma 2.	31
Figura 4. Ubicación geográfica de los puntos 1 y 2 ubicados en la comunidad de La Galarza.	31
Figura 5. Curva de calibración por absorción atómica de Cromo.	34
Figura 6. Curva de calibración por absorción atómica de Arsénico.	34
Figura 7. Celda empleada en el tratamiento experimental.	35
Figura 8. Regulador de voltaje.	36
Figura 9. Espectro UV-Vis de la muestra antes del tratamiento electroquímico.	39
Figura 10. Espectro de IR del agua pretratamiento.	39
Figura 11. Aspecto del agua después del tratamiento electroquímico.	40
Figura 12. Espectros de UV-Vis de muestras después del tratamiento electroquímico en un tiempo de 5 min a diferentes voltajes.	41
Figura 13. Espectros de UV-Vis de muestras contaminadas después del tratamiento electroquímico a 9 V y diferentes tiempos de reacción.	42
Figura 14. Espectro de IR de los sólidos producidos en el agua tratadas.	45
Figura 15. Aumento de volumen de sólidos sedimentables con el aumento de voltaje.	45
Figura 16. Terminal expuesta del electrodo de sacrificio mostrando el desgaste en el área de contacto.	46
Figura 17. Fracción molar de las distintas especies de Fe (III) en medios ácidos (Brillas et al., 2009).	47
Figura 18. Espectro UV-Vis del tratamiento a 9V durante el tratamiento a 15-60min.	55
Figura 19. Sistemas de purificación de agua ultrapura Barnstead™ E-Pure™.	56
Figura 20. Potenciómetro Conductronic pH 120.	57
Figura 21. Sensor de turbidez Vernier.	58
Figura 22. Conductímetro YSI 3200.	59
Figura 23. Espectrofotómetro Infrarrojo FT-IR Digilab, modelo Scimitar FT-IR.	60
Figura 24. Espectrofotómetro de absorción atómica GBC 932 de marca Scientific Equipment Ltd.	61
Figura 25. Espectrofotómetro HACH DR 5000.	62

Índice de tablas.

Tabla 1. Pruebas realizadas para la caracterización de las muestras problema.	32
Tabla 2. Composición química de los electrodos de Acero Cromo-Níquel (AISI 304).	36
Tabla 3. Caracterización de los parámetros la muestra inicial.	38
Tabla 4. Resultados de tratamientos electroquímicos en muestras de agua contaminada durante 5 min a diferentes voltajes.	40
Tabla 5. Caracterización de las muestras de agua contaminada después del tratamiento electroquímico empleando 9 V y diferentes tiempos de reacción.	41
Tabla 6. Resultados de DQO de agua contaminada después del tratamiento electroquímico con 9 V a diferentes tiempos de reacción.	42
Tabla 7. Concentración de metales pesados antes y después del tratamiento electroquímico. Nota: el valor negativo (-) en el % de remoción hace referencia a un aumento con respecto a la cantidad inicial.	43
Tabla 8. Conductividad eléctrica en muestras antes y después del tratamiento.	43
Tabla 9. Caracterización de las muestras de agua contaminada después del tratamiento electroquímico empleando 9 V, 5 minutos de tratamiento y diferentes volúmenes de H ₂ O ₂	44
Tabla 10. Concentración de metales pesados y DQO antes y después del tratamiento electroquímico.	44
Tabla 11. Masa de Fe usada en cada experimento.	46
Tabla 12. Caracterización de las muestras de agua contaminada después del tratamiento electroquímico empleando 9 V con diferentes tiempos de reacción.	54
Tabla 13. Valores de DQO y % de remoción para el tratamiento a 9 V.	55
Tabla 14. Especificaciones de Sistemas de purificación de agua ultrapura Barnstead™ E-Pure™.	56
Tabla 15. Especificaciones del Potenciómetro Conductronic pH 120.	57
Tabla 16. Especificaciones del Sensor de turbidez Vernier.	58
Tabla 17. Especificaciones del Conductímetro YSI 3200.	59
Tabla 18. Especificaciones del Espectrofotómetro Infrarrojo FT-IR Digilab, modelo Scimitar FT-IR.	60
Tabla 19. Especificaciones del Espectrofotómetro de absorción atómica GBC 932 de marca Scientific Equipment Ltd.	61
Tabla 20. Espectrofotómetro HACH DR 5000.	62

Agradecimientos:

La realización de este trabajo es la culminación de esfuerzos a lo largo de la carrera, tiempo en el cual muchísimas personas me han apoyado, ya que gracias a ellos me he vuelto la persona que soy ahora.

Quiero agradecer especialmente a mi madre, la cual me ha cuidado y amado desde el inicio de mi vida, si en algún momento yo llego a ser alguien en la vida todo se deberá a ella y sus esfuerzos. El proceso de la universidad fue difícil para ambos, pero gracias a su apoyo lo he podido lograr.

A la doctora Judith quien me ha acompañado en toda mi vida universitaria, quien confió en mí desde segundo semestre y que me ha permitido trabajar junto a ella y su supervisión. Es la docente que más ha tenido impacto en mi formación y a quien yo aprecio muchísimo por la calidad de persona que es, siempre con un cálido abrazo y una sonrisa en el rostro. En un futuro me sentiré agradecido si soy la mitad de prodigioso que ella.

Al doctor Esteban quien me ha aconsejado y mostrado su disposición de enseñarme el funcionamiento de los equipos, así como resolver mis dudas durante el trabajo en laboratorio.

A mi hermano por ser un apoyo incondicional y preocuparse por mí, aunque no le guste admitirlo.

A mi pequeña perrita Moly quien siempre estaba para levantarme los ánimos y acompañarme en las noches de estudio.

En los últimos meses he conocido a muchas personas que me han apoyado de maneras muy distintas y a quienes quisiera agradecer:

A Citlalli quien me mostró de primera mano que el mundo contiene a personas maravillosas que están mucho más cerca de lo que parece, por apoyarme de innumerables maneras sin siquiera saberlo, por escucharme, por comprenderme, por tender su mano hacia mí, aunque no me conociera y por ser la primera persona en considerarme un químico antes que un QFB.

A Anel por hacer mis días de prácticas profesionales más llevaderas y por ofrecerme una amistad sincera que ha durado desde el último día que nos vimos en la cual siempre me anima a no tener miedo de intentar algo nuevo.

A Dani, Rodrigo y Vicky por ser grandes amigos en el laboratorio y mantenerme cuerdo con su amistad a pesar de que los resultados no salgan a la primera, además de llevar trabajo al laboratorio y llenar el tanque con premium.

A Alex un amigo que me acompañó desde la primera semana de clases hasta el último día de la carrera, con quien pasé la mayor parte de las clases o trabajos y a quien yo me referiré en un futuro con un “Yo estudie con el doctor Alejandro”.

A Valeria una amiga que se hizo muy cercana a pesar de tener tan poco tiempo de conocerla, en un futuro la vere como una gran investigadora y me acordare de todas esas platicas que logramos tener.

A Uriel, Eileen, Matías, Liz, Paulina, Juanjo y a los chicos de “Modo serio” por ser mis amigos durante la carrera, por todas esas veces que me hicieron reír y por todo su apoyo emocional para terminar la tesis.

A Pepe: Mi mejor amigo fuera de la universidad, lo conozco desde hace 9 años y siempre como aquella persona que me animo a entrar a BUAP, un amigo del cual me he distanciado pero que sigue presente a la lejanía.

A Saul, Ulises, Paulina y Angelica: una segunda familia adoptada del laboratorio, siempre dispuestos a apoyar con una gran amistad y un respiro del trabajo de laboratorio.

Al laboratorio de Adsorción y Catálisis que me brindo un espacio y apoyo para trabajar en la recta final de la realización de este trabajo, a los doctores que se encuentran ahí por ser personas maravillosas y preparar un café muy rico.

A todos ellos y a más personas que tengo en el corazón, este trabajo se los dedico.

Abreviaturas:

ONU: Organización de las Naciones Unidas.

INEGI: Instituto Nacional de Estadística y Geografía e Informática.

CONAGUA: Comisión Nacional del Agua.

MDG: Millones De Galones.

PTAR: Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales.

PAO: Proceso de Oxidación Avanzada.

ARM: Aguas Residuales Municipales.

ARI: Aguas Residuales Industriales.

pH: Potencial de hidrógeno.

DBO: Demanda Biológica de Oxígeno.

DQO: Demanda Química de Oxígeno.

COT: Carbono Orgánico Total.

KHP: Ftalato acido de potasio.

ppm: Partes Por Millón.

Msnm: Metros Sobre el Nivel del Mar.

EDTA: Ácido etilendiaminotetraacético.

RAFA: Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente.

SOSAPAMIM: Sistema Operador de los Servicios de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de Izúcar de Matamoros.

EF: Electro-Fenton.

Resumen:

Las aguas residuales domésticas, industriales, agrícolas y pecuarias contienen elementos y sustancias químicas disueltas, así como sólidos suspendidos. Se estima que a nivel mundial entre el 85 y 95% del agua residual se descarga directamente a los ríos, lagos y océanos sin recibir tratamiento previo, lo cual agrava el problema de falta de fuentes de agua potable que tenemos actualmente según datos de la ONU (Conagua. & Semarnat., 2015), (ONU, 2016a, 2016b). Para 2030, se estima que la disminución de los recursos de agua dulce será de un 40%, esto junto con el crecimiento de la población mundial, podría llevarnos de manera vertiginosa hacia una crisis mundial de agua (Semarnat, 2016).

El problema de la insuficiencia de agua es agravado ya que una vez contaminada, los métodos tradicionales son poco eficientes para su tratamiento debido a las altas concentraciones de contaminantes y a los grandes volúmenes de aguas residuales a tratar por fuentes no municipales (industriales, agrícolas, de lixiviados, de rellenos sanitarios, etc). Este gran volumen es resultado directo del incremento de la población que genera insuficiencia de los recursos hídricos debido a que gran parte de las actividades humanas son contaminantes de agua, pues este recurso se usa tanto en el ámbito biológico, como en el ámbito industrial y doméstico, por lo cual, su aprovechamiento, reutilización y tratamiento eficiente es un tema que preocupa a toda la sociedad en general (Garrido-Cardenas et al., 2020), pero al mismo tiempo, el incremento de conductas no sustentables y la industrialización siguen generando una alta contaminación del agua con compuestos tóxicos y químicos contaminantes que se vierten en los cuerpos de agua de nuestro país. Algunos de estos contaminantes son denominados emergentes y pueden generar efectos tóxicos o de alteración endocrina dentro del organismo (Mohapatra & Kirpalani, 2019); sin embargo, la mayoría de las empresas no controla estos efluentes debido a los altos gastos que implican (Francesc, María, & Ramón, 2011).

En general, las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en nuestro país son ineficientes, son grandes consumidoras de electricidad y no cuentan con el mantenimiento adecuado para dar cumplimiento a las normativas. En 2018, habían 819 plantas abandonadas o sin operar, lo que representa el 24% de las PTAR a nivel nacional, de las cuales la mayoría son insuficientes y/o están deterioradas para las grandes cantidades de agua contaminada a tratar (CONAGUA, 2019). En el caso de Puebla capital se encuentran funcionando 10 plantas potabilizadoras de agua, junto con 91 plantas de tratamiento de aguas residuales, según datos obtenidos de INEGI (INEGI, 2023); sin embargo, el 30% de las aguas residuales municipales que se colectan en los drenajes no reciben ningún tipo de tratamiento, el 32% del volumen total de agua tratada en 2018 que ascendió a 138 m³/s, se reutilizó directamente, mientras que solo el 6% se intercambió por aguas de primer uso, recuperando algunos caudales para destinarlos al uso público urbano (CONAGUA, 2019). Por lo anterior, es vital encontrar métodos alternativos para el tratamiento de agua residual que sean eficientes, accesibles y amigables con el medio ambiente.

Uno de los métodos explorados en las últimas décadas es el uso de métodos electroquímicos, específicamente se ha usado la reacción de electro Fenton, la cual es un proceso de oxidación avanzada (APO por sus siglas en inglés) que tiene la finalidad de generar especies *in situ* de oxidantes fuertes. Al generar estas especies es posible la oxidación no selectiva de los contaminantes orgánicos hasta su mineralización, obteniéndose principalmente CO₂ y H₂O.

La parte vital de la reacción de electro Fenton, es la generación de radicales $\cdot\text{OH}$ por medio de procesos de hidrogenación o abstracción de un átomo de hidrógeno del agua, hidroxilación o adición electrofílica a un enlace no saturado y por transferencia de electrones o reacciones redox. Los radicales $\cdot\text{OH}$ son especies fuertemente oxidantes, los cuales también pueden ser generados por procesos de Fenton, fotoquímica, sonólisis y electroquímica (Oturán & Oturán, 2018). Los procesos APO han demostrado tener una alta eficiencia en la limpieza de agua y un bajo costo en comparación con los procesos tradicionales (Brillas, Sirés, & Oturán, 2009).

En el presente trabajo de tesis se presentan los resultados del uso de una reacción APO de tipo electro Fenton para el tratamiento de agua contaminada del río Nexapa que se encuentra en la región de Izúcar de Matamoros, Puebla.

Introducción:

Los procesos de tratamientos de agua convencionales son, en su mayoría, procesos complejos y costosos. Existen factores que determinan el costo total del proceso, por ejemplo, la extensión territorial que la planta de tratamiento cubre, así como la cantidad y tipos de contaminantes que se encuentren en el influente, pero de forma general podemos decir que se invierten aproximadamente 12 millones de dólares por cada millón de galones (MDG) tratados por año (Turkmenler, Aslan, & treatment, 2017), (Francesc et al., 2011). Según datos de CONAGUA, en 2016 se generaron a nivel nacional más de 7,200 millones de m³ de aguas residuales municipales (228.940 m³/s), de las cuales se captaron el 92.70 % (212.204 m³/s). El 58.2 % del volumen de aguas residuales municipales (ARM) recibió tratamiento (cerca de 123.587 m³/s), mientras que el 41.80% de caudal restante fue vertido a cuerpos de agua sin tratamiento previo (alrededor de 88.617 m³/s) (INECC, 2018). En lo que respecta a las aguas residuales industriales (ARI), México cuenta con 3,041 plantas que funcionan a un 85.2% de su capacidad instalada, tratando durante el año 2016 más de 2,000 millones de m³ de ARI (89.127 m³ /s), según los datos reportados en el informe sobre la situación del subsector de agua potable, alcantarillado y saneamiento del 2017. Durante el año 2016 se generaron alrededor de 6,860 millones de m³ de ARI en México (217.529 m³ /s), de los cuales sólo un 34.91% fueron sometidos a tratamiento (INECC, 2018).

Con base en los datos anteriores, una porción significativa de aguas residuales no se trata ya que los métodos tradicionales de tratamiento de agua incluyen procesos largos y costosos que en ocasiones generan un nuevo problema, por ejemplo, en el tratamiento por coagulación se forman lodos que se deben tratar nuevamente, generando costos incluso mayores que el propio tratamiento del agua contaminada (Grzegorzek, Wartalska, Kaźmierczak, & Transfer, 2023). Otros procesos presentan distintos problemas en cuanto a la eficiencia de los métodos, por ejemplo, el método de sedimentación tiene altos costos de operación porque necesita largos periodos de tratamiento, además de constante reconstrucción y expansión para poder mantenerse con grandes flujos de tratamiento. Cada procedimiento de tratamiento de aguas residuales implica distintas complicaciones asociadas al método y en la actualidad ninguno es completamente eficiente, ni permite la eliminación completa o selectiva de los contaminantes del agua, es por ello que se deben estudiar diversas opciones y aprovechar el surgimiento de nuevas tecnologías que sean compatibles con la infraestructura de las plantas tratadoras actuales, lo cual representa todo un reto (Dominguez & Gujer, 2006).

Un método que es muy prometedor es el uso de procesos de oxidación avanzada, los cuales permiten la inactivación de microorganismos, degradación de materia orgánica, solubilización, reducción de los lodos y la eliminación de componentes que generan olor y color en cortos periodos de tiempo (Nikbeen & Nayab, 2023). Actualmente el uso de nuevas tecnologías como lo son las celdas bioquímicas logra la generación de electricidad con base en microorganismos que abren un abanico de posibilidades en cuanto al uso de reacciones electroquímicas con el uso de fuentes verdes de energía, que solucionan el mayor problema para estos procesos, es decir el consumo eléctrico (Nidheesh et al., 2022).

Dentro de este contexto, este trabajo de investigación busca las mejores condiciones para la remoción de contaminantes del agua del río Nexapa, en la sección ubicada en la zona de Izúcar de Matamoros, el cual pasa a través de la población y es un sustento hídrico para las zonas de agricultura y para la población en las inmediaciones. Lamentablemente, se ha detectado que los pozos y mantos acuíferos que están cerca de este río y del río Atoyac con el que se mezcla, tienen niveles de contaminantes orgánicos e inorgánicos que sobrepasan en gran medida los permitidos por la normativa mexicana para agua de riego. Los principales contaminantes reportados en los últimos años son: coliformes totales y fecales, metales pesados (principalmente cromo, cadmio, y plomo), altos niveles de salinidad, materia orgánica y de sólidos disueltos. La contaminación de estos cuerpos de agua tiene distintas causas, desde la descarga de aguas residuales al río por parte de la industria minera, ganadera y agricultora, hasta la contribución de la población y del sector turístico. La problemática citada afecta la inocuidad de los cultivos, la calidad del agua para el ganado y la salud de los habitantes de las comunidades cercanas, por lo que es de vital importancia realizar esfuerzos para el saneamiento de este río, lo que puede servir para extender este beneficio a otros cuerpos de agua que se encuentren en la misma situación.

Justificación:

De acuerdo con estudios realizados en 2023 el río Nexapa está fuertemente contaminado presentando niveles altos de demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno (DBO) y con niveles de toxicidad aguda mayores a los planteados por CONAGUA. Esta tendencia se encontró en 3 de 4 puntos de muestreo analizados, ubicando a este río como contaminado en cuanto a la calidad de agua (CONAGUA, 2023). El análisis de muestras obtenidas del río Nexapa arrojan la presencia de metales pesados en altas concentraciones en las muestras recolectadas.

Por otra parte, el grupo de métodos de tratamiento electroquímico han tenido un resurgimiento en su implementación debido al uso de fuentes de energía verdes para su aplicación, pero la optimización de parámetros de tratamiento sigue representando un reto para el uso de estos procesos en muestras reales y poblaciones.

Por estas razones, este trabajo de investigación propone la optimización de parámetros de tratamiento usando la reacción de Electro-Fenton como un método de eliminación de contaminantes en el agua del río Nexapa, analizando y caracterizando las muestras antes y después del tratamiento para evaluar la calidad de agua.

Hipótesis:

Las aguas residuales del río Nexapa pueden tratarse con un método electroquímico para disminuir los valores de demanda química de oxígeno y metales pesados, con la posterior sedimentación de contaminantes.

Objetivos:

Objetivo general:

Encontrar las condiciones óptimas de tratamiento para realizar la remoción de contaminantes en muestras de aguas residuales del río Nexapa, por medio de métodos electroquímicos basados en la reacción de Electro-Fenton.

Objetivos particulares:

- Establecer los parámetros óptimos para caracterizar el agua residual en las muestras de agua tomadas del río Nexapa antes y después del tratamiento electroquímico.
- Establecer los parámetros óptimos del tratamiento electroquímico para lograr una remoción eficiente de contaminantes orgánicos e inorgánicos en las muestras de agua tomadas del río Nexapa.
- Evaluar las relaciones óptimas entre [hierro]:[DQO]:[H₂O₂] para el tratamiento de muestras de agua del río Nexapa por medio de la reacción de Electro-Fenton.

Marco teórico y conceptual:

Antecedentes del río Nexapa:

El río Nexapa se ubica en la región de la Mixteca poblana, sus fuentes se remontan hasta las faldas del volcán Popocatepetl donde los arroyos fluyen hacia el sur y se comunica con otros cuerpo de agua muy importante como lo es el río Atoyac (Silva, Muñoz, De la Isla de Bauer, & Infante, 2002). El río Nexapa pasa por la población de Izúcar de Matamoros que tiene cerca de 542, 000 habitantes. Esta densa población hace que, a pesar de que el río se alimenta del deshielo del volcán, el agua que contiene se encuentra contaminada, por lo que representa una grave amenaza para los sectores ganadero, agricultor y social. Los altos niveles de contaminación han sido reportados desde hace décadas, destacando el trabajo de Navarro *et al* (Navarro, Herrera, Marrugo, Bayona, & Morales, 2014) (Navarro et al., 2014), quienes realizaron distintas caracterizaciones de los componentes químicos del río desde 1999 hasta 2013. En sus estudios se detectó la presencia de productos que se usan como saborizantes, colorantes para alimentos, cetonas, aldehídos, ácidos orgánicos, compuestos azufrados, compuestos que son utilizados para la formulación de solventes, pesticidas, compuestos de la industria plástica y química, hidrocarburos aromáticos con sustituyentes de cadena corta, fenoles clorados que son intermediarios en la síntesis de pesticidas, compuestos que forman parte de distintos productos de limpieza, cosmetología, fragancias, protectores solares, productos de cuidado corporal, cafeína, estimulantes e ingredientes de productos alimenticios, entre otros componentes orgánicos, sumando en total 398 componentes identificados a lo largo de esos años de estudio.

En 2002 en el trabajo de Silva *et al*, también se detectaron metales pesados (Silva et al., 2002). Esta investigación muestra que los pozos, manantiales y escurrimientos exceden los límites de las normas en cuanto a niveles de nitritos, Cd y Pb; mientras que los ríos exceden los límites máximos en nitritos, sustancias activas al azul de metileno, N (nitrógeno) amoniacal, Cd, Cr y Pb. El hecho de que los contaminantes se hayan detectado en los pozos estudiados sugiere que la contaminación de los drenajes municipales e industriales llega hasta los mantos freáticos. La principal fuente de contaminación de los ríos proviene de la mezcla de aguas residuales de las industrias, mientras que los manantiales se encuentran contaminados principalmente por las actividades de la población y del turismo regional.

En cuanto a contaminación biológica, se encontró una alta cantidad de coliformes fecales y totales (Navarro, Herrera, Caso, & Marrugo, 2013). Esta contaminación proviene principalmente de materia fecal, por lo que es muy probable encontrar otros patógenos como lo son virus, bacterias, protozoos y fases enquistadas de metazoarios (Lázaro, Ventura, Amasifuen, & Bozzetta, 2019). La zona tiene gran actividad de industria agrícola, ganadera, metalúrgica y minera, particularmente se tiene contaminación del rastro municipal, que por la cercanía con el río vertía en él sus desechos sin ningún tratamiento previo (Bautista, Fletes, Campante, Gómez, & Flores, 2020). Para prevenir esta situación, el gobierno instaló una planta de tratamiento de aguas residuales de Izúcar de Matamoros, que actualmente opera con un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) acoplado a un filtro rociador (S. CONAGUA, 2022). La distancia entre el centro de Izúcar de Matamoros y la planta tratadora

(que se encuentra a cargo de SOSAPAMIM) es de alrededor de 2.7 km, ya que la PTAR se encuentra río abajo en la población de Puctla. Esta planta tiene como mayor intención la adecuación de las aguas residuales con fines de riego agrícola; sin embargo, los análisis realizados en la investigación de Bautista (Bautista et al., 2020) muestran que el agua tratada no tiene la calidad para este propósito y se puede clasificar como agua condicionada, que tiene una alta salinidad, lo que podría llevar a salinizar los suelos agrícolas, ya que el agua tratada se mezcla con el río Cantarranas. En los últimos años se tienen planes para el reacondicionamiento de la planta de tratamiento, con la finalidad de mejorar su eficiencia y llegar a las metas de saneamiento planteadas, pero este proyecto es complicado porque requiere inversión del gobierno del estado, de la Comisión Nacional del Agua y del gobierno municipal, lo que ha llevado a que, desde su inauguración en el 2009, esta planta solo ha funcionado unos meses y luego tuvo un periodo de 10 años sin funcionamiento. Actualmente el porcentaje de funcionamiento se encuentra alrededor del 30% de su capacidad máxima (Cano, 2024).

Tratamiento de aguas residuales:

El objetivo del tratamiento de aguas residuales es el de proteger al medio ambiente tomando en cuenta las preocupaciones socioeconómicas y de salud pública. Las aguas residuales son una combinación de agua y desechos que se originan en hogares, instalaciones e instituciones comerciales e industriales. Las aguas residuales de este tipo que no se tratan suelen contener altos niveles de materia orgánica, microorganismos patógenos y compuestos tóxicos que provocan contaminación ambiental y riesgos para la salud. Por lo tanto, las aguas residuales deben tratarse adecuadamente antes de su disposición final, ya sea para reemplazar el agua dulce para riego, procesos industriales, recreativos o para verterse hacia cuerpos de agua autorizados que desembocan en mares y océanos (Metcalf, Eddy, & Tchobanoglous, 1991) (Lakshmana Prabu, T N K, & Kumar, 2011).

De acuerdo con Nishat (Nishat et al., 2023), los principales parámetros fisicoquímicos y bioquímicos afectados en las aguas residuales que pueden ser potencialmente dañinos para el ambiente y la población son:

- pH: el pH de las aguas residuales puede variar significativamente dependiendo de la composición del medio y de la fuente de contaminación. Aguas con condiciones muy alcalinas o ácidas tienen un impacto negativo en el ecosistema cercano, e inclusive pueden disminuir o aumentar la eficiencia de algunos métodos de tratamiento de agua contaminada.
- Demanda biológica de oxígeno (DBO) y Demanda química de oxígeno (DQO): estos parámetros miden de forma indirecta la cantidad de contaminantes orgánicos que existen en el medio al medir el oxígeno disuelto en el agua. Altos niveles de DBO o DQO significan una disminución del oxígeno disuelto en el medio, con lo cual la vida se hace insostenible (Araoye, 2009), (Holenda, Domokos, Rédey, Fazakas, & Engineering, 2008), (Nishat et al., 2023).
- Sólidos totales disueltos: los sólidos totales disueltos comprenden sales inorgánicas y materia orgánica sin disolver que se encuentra en forma de contaminantes en los cuerpos de agua generados por las actividades humanas como la pesca, agricultura o minería. Los niveles elevados de sólidos sedimentables en cuerpos de agua son tóxicos para la vida, por lo que es importante medirlos (Peng, Kumar, Gross, Kunitz, & Wen, 2020), (Sonune & Ghate, 2004).
- Olor y color: los cambios de color a tonos oscuros y a una apariencia sucia, generalmente indica contaminación grave con materia orgánica y/o inorgánica.
- Turbidez: la turbidez de las aguas residuales tiende a ser alta, debido a la cantidad de sólidos sedimentables, barro y contaminantes orgánicos o inorgánicos insolubles. Usualmente no se registra este parámetro debido a que no hay normatividad aplicable (Mandal, 2014).

Para tratar las aguas residuales, actualmente se disponen de distintos procesos que ayudan a disminuir la carga de contaminantes presentes en el medio y con ello el efecto dañino que pueden tener sobre el ambiente. La elección de los procesos empleados en el tratamiento

depende de las características específicas del medio (Lakshmana Prabu et al., 2011), entre las cuales generalmente se toman en cuenta las siguientes:

- La cantidad y el origen del agua a tratar.
- Las propiedades fisicoquímicas de los contaminantes que se deben de remover del agua residual.
- Las propiedades fisicoquímicas de los sólidos producidos durante el proceso de tratamiento.
- La disposición final del efluente (agua de riego, vertido en ríos, uso en agricultura, etc).

Los procesos de tratamiento generalmente consisten en etapas que disminuyen gradualmente los niveles de contaminación en los efluentes. La cantidad de procesos necesarios dependerá del tipo y grado de contaminación del agua residual. En algunos casos se necesitan hasta de cuatro etapas de tratamiento que pueden ser:

- Tratamiento preliminar: consiste en la adecuación inicial del agua para hacer posible el tratamiento. Conlleva operaciones unitarias que pueden ser físicas como la remoción de escombros, tierra, arena, materia suspendida, aceite o grasa y la adecuación de las características necesarias para los tratamientos siguientes. Este paso es necesario para la eliminación de componentes que pueden dañar la infraestructura de la planta.
- Tratamiento primario: consiste en procesos como la coagulación o floculación química para remover los sólidos suspendidos, así como carbón orgánico y nutrientes de las aguas residuales. Generalmente se usan sales de aluminio o de hierro para este proceso (Shewa & Dagneu, 2020). También se realizan operaciones físicas como el tamizaje y la sedimentación, que son precursores de tratamientos secundarios. En algunos casos este tratamiento es suficiente para cumplir con ciertos estándares (Lakshmana Prabu et al., 2011).
- Tratamiento secundario: son procesos que se usan con la finalidad de convertir a la materia orgánica e inorgánica disuelta que no fueron separadas en el primer tratamiento en materia floculante sedimentable, disminuyendo de esta manera los niveles de DQO y DBO (Maizel & Remucal, 2017). Este tratamiento se realiza por medio de procesos como filtración por goteo, proceso de lodos activados, zanjas o lagunas de oxidación, entre muchos otros (Maria, Vasileios, P, A, & Sakellaropoulos, 2006). Estos procesos pueden ser complementados con la ayuda de un tratamiento biológico basado en microorganismos para mejorar el rendimiento y la eficiencia obtenidos (Ayaz & Akça, 2001).
- Tratamiento terciario: en esta etapa se reducen significativamente los niveles de nitrógeno, fósforo, metales pesados, materia orgánica y microorganismos. Los procesos usados en este tratamiento son variados, en algunos casos, también se utilizan medios biológicos (Talbot & De la Noüe, 1993), (LaPara et al., 2011) e incluso métodos basados en reacciones de tipo Fenton (Zagklis & Bampos, 2022)

seguidos de procesos convencionales de desinfección como la radiación con UV (Illueca-Muñoz et al., 2008).

Dentro de los tratamientos mencionados anteriormente, se destacan los siguientes: (Nishat et al., 2023).

Métodos físicos:

- Adsorción: es un método de tratamiento eficiente, barato y accesible. Es un proceso de transferencia de masa en el cual un soluto o especie removible es transportado por medio de interacciones fisicoquímicas sobre la superficie de una fase sólida. El adsorbato migra a la superficie del adsorbente quedando retenido permanentemente ocasionando una adsorción química y cambiando la superficie del adsorbente o bien con una adsorción temporal (fisorción), posteriormente se da lugar la desorción del contaminante. (Rashid et al., 2021). Una desventaja de este método es el hecho de no ser selectivo, además de que se debe hacer un estudio de los distintos adsorbentes que pueden usarse dependiendo de la composición del agua. (Nishat et al., 2023).
- Procesos de oxidación avanzada (AOP): el uso de los procesos de oxidación avanzada se basa en la generación de radicales hidroxilos $\bullet\text{OH}$, los cuales tienen la propiedad de ser un fuerte agente oxidante. Debido a esto, los tratamientos de aguas residuales no son selectivos, pero son rápidos y pueden reaccionar con la mayoría de las especies (Yang Deng & Zhao, 2015). La eficiencia de la reacción está en función de la adecuada ruptura de las moléculas contaminantes para generar radicales libre que puedan reaccionar con los radicales $\bullet\text{OH}$ generados. Este método es apto para la destrucción de especies contaminantes orgánicas e inorgánicas, (Garrido-Cardenas et al., 2020) así como de compuestos aromáticos, funcionando en algunos casos como un pretratamiento para la eliminación de compuestos orgánicos en forma de cadenas cortas (Yang Deng & Zhao, 2015). Algunas formas en las cuales se pueden generar estos procesos de oxidación avanzada pueden ser por medio de radiación, ozonización, fotólisis, fotocátalisis, reacción de Fenton y mecanismos de electro oxidación. La elección de cada método depende de las condiciones de las aguas residuales a tratar.
- Separación por membranas: es una técnica de tratamiento común para la separación de contaminantes, siendo la membrana una barrera separada por dos fases que son permeables selectivamente. La separación de los materiales está en función de los poros y el tamaño molecular y es una de las técnicas más usadas por el sector industrial (Tanudjaja, Hejase, Tarabara, Fane, & Chew, 2019).
- Separación por medio de membranas de nano fibras: las nano fibras se caracterizan por tener una gran área superficial, con poros donde pueden separarse elementos orgánicos del agua a tratar. Su principal aplicación es por medio de la formación de membranas al superponer las fibras sobre sí de manera aleatoria. Este acomodo permite una interconexión de los poros que permiten el flujo de líquidos, por lo que es posible la separación de componentes como aceite, metales pesados y colorantes (Gandavadi, Sundarajan, Ramakrishna, & Engineering, 2019; Sarbatly & Chiam, 2022).

Métodos biológicos:

Las técnicas biológicas son técnicas ampliamente usadas debido a que utilizan a microorganismos para la disminución de parámetros contaminantes del agua, aunque la elección de los sistemas biológicos que se usan está en función de la composición y de las características del medio (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008). Una ventaja es su bajo costo con relación a las técnicas químicas y físicas (Mittal, 2011). Estos métodos se basan en el uso de los lodos activados, es decir, microorganismos viviendo en sistemas aeróbicos o anaeróbicos alimentándose de la materia orgánica. Algunas de las especies que se pueden usar son las algas de: *Chlorella Vulgaris*, *Microcystis aeruginosa*, *Scenedesmus quadricauda* y *Euglena Viridis* (Birol & Das, 2010).

Métodos químicos:

Los métodos químicos en el tratamiento de aguas residuales incluyen procesos como coagulación-floculación, donde coagulantes como sulfato de aluminio o cloruro férrico neutralizan cargas de partículas suspendidas, formando flóculos que se eliminan por sedimentación o flotación. La precipitación química convierte contaminantes disueltos (como metales pesados o fosfatos) en compuestos insolubles mediante reactivos como hidróxido de calcio o sulfuro de sodio. Los procesos de oxidación avanzada usan agentes como ozono, peróxido de hidrógeno o procesos Fenton para generar radicales hidroxilos altamente reactivos que degradan contaminantes orgánicos refractarios. En contraste, la reducción química con agentes como bisulfito de sodio, transforma especies tóxicas como es el caso del cromo, el cual en estado hexavalente es altamente soluble, pero la reducción del cromo hexavalente a cromo trivalente permite que este sea menos soluble y por lo tanto precipite como especies menos dañinas al medio ambiente. El intercambio iónico emplea resinas para la eliminación selectiva de iones como nitratos o metales pesados. La neutralización ajusta el pH mediante ácidos o bases, mientras que la desinfección química, con cloro, hipoclorito o dióxido de cloro, inactiva patógenos. Estos métodos, frecuentemente combinados garantizan una depuración eficiente y segura.

Métodos electroquímicos para el tratamiento de aguas residuales:

Dentro de los métodos clásicos de tratamiento electroquímico se encuentran la electrodeposición, electrocoagulación, electroflotación, electrodiálisis y electrofiltración. Actualmente la electro-oxidación es el método de mayor relevancia debido a que se han encontrado nuevos materiales para la construcción de los electrodos usados.

La electroreducción es usada comúnmente para la purificación de metales pesados y la regeneración de metales preciosos, ya que es posible la remoción de componentes inorgánicos por deposición (Brillas et al., 2009).

La electrocoagulación se basa en la formación de hidróxidos del metal contenido como contaminante. Estos metales actúan como coagulantes de la disolución electrolítica del ánodo de sacrificio. El proceso comienza en el cátodo, donde se origina la coagulación de contaminantes, que posteriormente pueden ser removidos por sedimentación o

electroflotación, que es generada por el involucramiento de burbujas de hidrógeno (Sakib, 2023).

La electroflotación consiste en la electrólisis del agua con producción de burbujas muy pequeñas de hidrógeno y oxígeno, por lo cual los contaminantes flotan a la superficie del agua. Este método es útil para la remoción de aceite de emulsiones o surfactantes (Sakib, 2023).

La electrodiálisis es usada para la separación de sustancias iónicas del agua. El agua fluye hacia el compartimiento entre dos membranas de intercambio iónico. Dentro del campo eléctrico los iones son movidos hacia los electrodos en una disolución concentrada remanente que se encuentra en medio de las membranas, sin generar ninguna reacción química (Brillas et al., 2009).

La electro-oxidación se clasifica de manera directa e indirecta: la forma directa consiste en la generación de radicales hidroxilos que degradan los contaminantes, comúnmente denominado como método de oxidación anódico. Por otra parte, la manera indirecta utiliza cloro junto con la formación de hipoclorito, los cuales atacan a los contaminantes orgánicos e inorgánicos (Nair, Soni, & Shah, 2023).

La electrofiltración es un método en el cual se minimiza la contaminación en una membrana de filtración con un campo eléctrico, el cual es generado por medio de la aplicación de una corriente eléctrica continua y se basa en el hecho de que muchos componentes presentes en las aguas residuales tienen una carga negativa como lo son los sólidos suspendidos, coloides e incluso los microorganismos presentes. Esta carga negativa puede utilizarse para repelerlas de las membranas de filtración (Mostafazadeh, Zolfaghari, & Drogui, 2016).

Los métodos electroquímicos más usados son los que están relacionados con la generación de especies oxidantes mediante oxidación electroquímica, oxidación química, fotoelectroquímica, oxidación asistida de UV-Fenton y ozonización. Este tipo de técnicas están basadas en procesos de oxidación avanzada (APO) (Nabgan et al., 2022), que eliminan la materia orgánica, inorgánica y el color de las aguas residuales. Son procesos que generan lodos residuales que pueden ser utilizados en agricultura como fertilizantes y recuperación de suelos degradados, entre otras aplicaciones (Nishat et al., 2023). A continuación, se describirá el método químico usado para este trabajo.

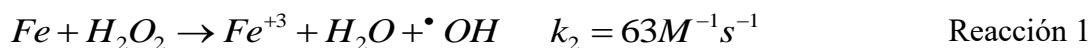
Procesos de Oxidación Avanzada (POA):

Los procesos de oxidación avanzada se dan bajo condiciones que propicien la generación de especies oxidantes fuertes como los radicales hidroxilos ($\cdot\text{OH}$). Estos radicales son oxidantes no selectivos muy fuertes, como lo indica su potencial de reducción estándar de 2.8V/SHE, por lo que puede atacar a la mayoría de los compuestos orgánicos hasta su mineralización. Esta mineralización se da mediante tres posibles mecanismos en los que los radicales hidroxilos $\cdot\text{OH}$ atacan a la materia orgánica que son: deshidrogenación o abstracción de un átomo de hidrógeno de una molécula de agua, la hidroxilación o adición electrofílica a un enlace insaturado y la transferencia de electrones o por reacciones redox.

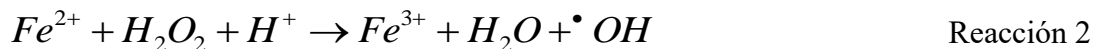
Para lograr esta reacción electroquímica se adiciona peróxido de hidrógeno, que es un oxidante débil en un medio ácido, como lo indica su potencial de reducción estándar, que es de $E^\circ(\text{H}_2\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}) = 1.763\text{V/SHE}$, pero en un medio básico es $E^\circ(\text{H}_2\text{O}_2/\text{OH}^-) = 0.88\text{V/SHE}$, por lo cual solamente se logra un ataque efectivo en un medio ácido para la reducción de sulfuros, cianuros y algunos grupos orgánicos específicos como aldehídos, ácido fórmico, y grupos nitro-orgánicos. El poder de oxidación puede ser mejorado por la adición de compuestos como el ozono o la radiación ultravioleta (Oturán & Oturán, 2018).

Reacción de electro Fenton:

En 1876 Fenton comenzó su trabajo con reacciones relacionadas a la mezcla de H_2O_2 y Fe^{+2} para la destrucción de ácido tartárico (Fenton, 1876). Este trabajo continuó desarrollándose en 1928 por Manchot (Manchot, 1901), pero no fue hasta en 1930 cuando Haber and Weiss descubrieron los mecanismos de descomposición catalítica del peróxido de hidrógeno por sales de hierro, por lo que algunas veces la reacción de Fenton es llamada reacción de Haber and Weiss (Haber & Weiss, 1932). El mecanismo general de la reacción es iniciado por la formación del radical hidroxilo en función de una reacción clásica de Fenton (Brillas et al., 2009), (Oturán & Oturán, 2018), (Wardman & Candeias, 1996) como se muestra a continuación:



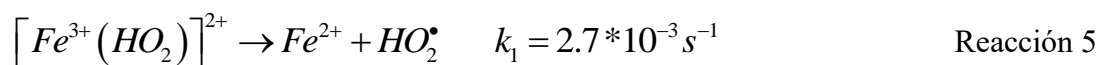
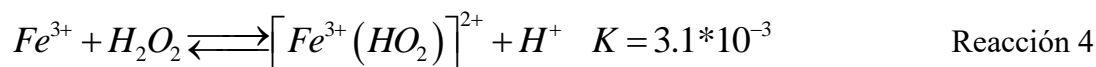
Como se mencionó anteriormente, en un ambiente ácido y en presencia de H_2O_2 , la reacción se desarrolla de la siguiente manera:



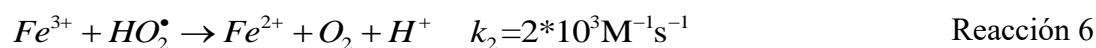
Para que la reacción anterior tenga lugar es necesario que la disolución tenga un pH óptimo de 2.8-3.0, donde la reacción puede ser catalizada por la relación de los iones $\text{Fe}^{3+} / \text{Fe}^{2+}$ y solo una pequeña cantidad inicial de Fe^{2+} es requerida debido a que este ion es regenerado dentro de la reacción, como se muestra a continuación:



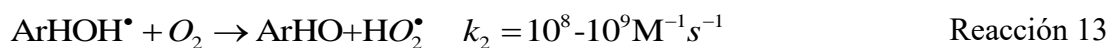
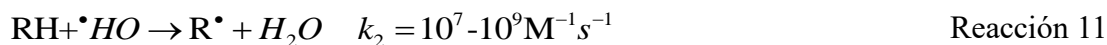
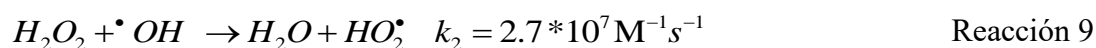
Esta reacción tiene un segundo paso de transformación, en el cual se forma el aducto $[Fe^{III}(HO_2)]^{2+}$, estableciendo el equilibrio mostrado en la reacción 4, seguido de la conversión de Fe^{2+} y el radical $HO_2\cdot$ por medio de la reacción de primer orden denominada 5:



El radical $HO_2\cdot$ tiene un bajo poder de oxidación comparado con el radical $\cdot OH$ por lo que es menos reactivo para la materia orgánica y por ende la reacción 3 es mucho más lenta que la reacción 1, pero la regeneración de Fe^{2+} es más rápida que la reducción de Fe^{3+} con $HO_2\cdot$, como se muestra en la reacción 6, o con un radical orgánico $R\cdot$ como se muestra en la reacción 7 y/o con el ion superóxido $O_2^{\cdot -}$ como se muestra en la reacción 8:



La propagación de la reacción 1 es posible debido a la producción del radical $HO_2\cdot$, dada en la reacción 9 y la producción del ion superóxido mostrada en la reacción 10, además del ataque del ion $\cdot HO$ a enlaces saturados o a grupos aromáticos, en la que se generan derivados deshidrogenados o hidroxilados por medio de las reacciones 11 y 12. A su vez, el radical hidrogenado formado de la reacción 12 puede interactuar con O_2 como se muestra en la reacción 13.



Las reacciones 3 y 9 juegan un papel de recolección para la destrucción de H_2O_2 y la generación de reacciones consideradas como parásitas, es decir, las que compiten con la reacción de Fenton, tienen lugar. Los compuestos orgánicos hidroxilados pueden ser

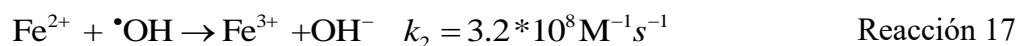
producidos por medio de la reacción 14, donde se da la hidrólisis directa del carbocatión R^+ formada en la reacción 7.



Esta reacción no tiene lugar si existe la liberación de un protón desde una posición adyacente al carbocatión, la cual es favorecida en los dobles enlaces, pero si en esta reacción tiene lugar el radical R^\bullet , este participa en la regeneración de Fe^{2+} como se muestra en la reacción 7 y al mismo tiempo en la oxidación del Fe^{2+} como se muestra en la reacción 15 formando un equilibrio. Por otra parte, el radical R^\bullet sufre una reacción de auto dimerización como se muestra en la reacción 16:



La reacción 17 cobra una gran importancia para la limitación del uso de los iones Fe^{2+} contenidos en el medio que es normalmente menor a una concentración de 1.0 mM.



Debido a lo anterior, la eficiencia de la reacción de Fenton depende de varios factores como la temperatura, el pH, la concentración de H_2O_2 , la concentración del catalizador y la posibilidad de regenerar las especies de hierro en la reacción. Específicamente, la capacidad del catalizador se encuentra fuertemente influenciado por el pH de la solución empleada. Se ha señalado que 2.8 es el valor de pH con el punto de mayor disponibilidad de Fe^{3+} en el medio y a $pH > 5.0$ las especies de Fe^{3+} comienzan a precipitar en forma de $Fe(OH)_3$, ya que en este punto el H_2O_2 se descompone en H_2O y O_2 (Yang Deng, 2009).

Debido a lo anterior, podemos mencionar algunos puntos de cuidado para la reacción de Fenton usada en el tratamiento de aguas:

- El almacenamiento y transporte de H_2O_2 es costoso y riesgoso.
- La acidificación de los influentes a un pH de 2.0-4.0 debe neutralizarse al final del proceso, lo que requiere el uso de cantidades moderadas de ácidos/bases.
- La acumulación de los lodos ricos en hierro necesita de un método adicional para que el metal pueda removerse al final del tratamiento
- La mineralización completa no es posible debido a la formación de complejos de Fe^{3+} con ácidos carboxílicos que no se pueden destruir.

Métodos de caracterización:

A continuación, se revisan de forma breve los fundamentos de los métodos de caracterización realizados antes y después del tratamiento electroquímico para las muestras de agua contaminada. Esta revisión se hace con la finalidad de hacer un análisis con la contribución de cada técnica a las características del agua o del sólido generado

Espectroscopía Ultravioleta- Visible (UV-Vis):

La espectroscopía por absorción molecular se basa en la medición de la transmitancia (T) y posteriormente su conversión a la absorbancia (A) de disoluciones. Se usan celdas transparentes con un paso óptico medido en centímetros denominado b para las mediciones. La concentración de un analito absorbente puede aproximarse por la relación en forma lineal con la absorbancia según la ley de Lambert-Beer, expresada en la Ecuación 1:

$$A = -\log T = \log \frac{P_0}{P} = \epsilon bc \quad \text{Ecuación 1}$$

Una de las mayores limitaciones de la ley de Lambert-Beer es el comportamiento de la absorción de medios que contienen concentraciones altas del analito, por lo cual se hace a concentraciones menores a 0.01 M. En concentraciones altas, la distancia promedio entre las moléculas responsables de la absorción disminuye hasta el punto en el cual las partículas alteran la distribución de carga de las moléculas vecinas. Estas interacciones cambian la capacidad de las especies del analito para absorber la radiación de una determinada longitud de onda (Skoog, Holler, & Crouch, 2019).

Las muestras de agua residuales tienen una composición compleja, dado que esta depende de factores como el lugar en donde se encuentra, las actividades de la población aledaña, la vegetación y la fauna que crece cerca de las zonas, etc. De acuerdo con la investigación de Mrkva, el coeficiente de absorción espectral a 254 nm es un parámetro que puede usarse para indicar la carga orgánica en agua potable y en aguas residuales. Este método utiliza un espectrofotómetro para medir la absorbancia de la luz UV del agua a una longitud de onda de 254 nm. Los resultados obtenidos pueden ser correlacionados con parámetros de medición de carga orgánica tales como la DQO, DBO o COT (carbono orgánico total), ya que los componentes orgánicos absorben fuertemente luz UV a esta longitud de onda específica, por lo tanto, puede dar una medición directa de la cantidad de materia orgánica en la muestra, por lo que es una medida útil, especialmente para agua residual con niveles elevados de carbono orgánico (OC), ya que están relacionados con muchos problemas de calidad del agua (Ramos Ascue, 2018).

Cuando se hacen curvas de calibración con absorbancias obtenidas con UV y se analizan con un modelo de regresión lineal múltiple, se puede estimar el contenido de carbono orgánico total (COT) en agua con un coeficiente estable de 0.997. Este método de absorbancia UV puede usarse para monitoreos en tiempo real de agua contaminada (Kim, Eom, Jung, & Ji, 2016) (Ramos Ascue, 2018; Terán, Posligua, & Banchón, 2015).

Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR):

La espectroscopía infrarroja es una técnica de análisis que nos permite la identificación de grupos funcionales asociados a señales en forma de bandas de absorción características, las cuales son causadas por la irradiación con energía infrarroja del compuesto en una matriz formando una pastilla translúcida, la cual se coloca en la trayectoria del haz emitido por el instrumento para examinarlo (Subramanian, Rodriguez-Saona, & control, 2009), (Goriletsky, Mitichkin, Belenko, Rebrova, & Optoelectronics, 2001).

El análisis por FTIR se usa normalmente para la identificación de compuestos orgánicos, inorgánicos o provenientes de muestras biológicas. El proceso de identificación de compuestos orgánicos a partir de un espectro consta de dos etapas: primero se plantean los grupos funcionales que tienen más posibilidad de estar presentes y se examinan las regiones que están asociadas a esos grupos en la zona de 3600 a 1250 cm^{-1} y la segunda etapa que consiste en comparar a detalle el espectro del compuesto desconocido con los espectros de compuestos puros que son conocidos y que se sospecha que se encuentran presentes en la muestra. Además, existe una zona denominada como la región de huella dactilar, que se encuentra entre 1200-600 cm^{-1} , donde debido a que las pequeñas diferencias en la estructura de una molécula cambian considerablemente el aspecto, la distribución de las bandas en esta región es específica y reproducible, por lo que se usa como un criterio para la identificación de un compuesto (Subramanian et al., 2009).

Las frecuencias asociadas a un grupo funcional no se mantienen constantes, dadas las diversas interacciones con las vibraciones provocadas por otras moléculas, así que se tiene un intervalo en el cual es probable encontrar el grupo funcional analizado. Debido a esto, la identificación por medio de solamente tablas o gráficas de correlación es complicada y las tablas de correlación sirven sólo como una guía. Las señales espectrales también dependen del estado físico de la muestra y de la limitación de los instrumentos de medición. Debido a esto, la espectroscopía infrarroja generalmente se utiliza en combinación con otros métodos como la espectrofotometría de masas, la resonancia magnética nuclear y el análisis elemental para la identificación de una especie en concreto (Subramanian et al., 2009).

Potencial de Hidrógeno (pH):

El ion Hidrógeno se encuentra comúnmente en una infinidad de reacciones químicas, además de que, según la teoría de Arrhenius, es la base para determinar si una sustancia es alcalina o ácida, debido a los equilibrios que pueden darse. Estos equilibrios se pueden expresar por medio de la reacción 18:



En esta reacción, conocida como auto protolisis del agua, presenta el equilibrio que existe entre una especie alcalina (OH^-) y una especie ácida (H^+), lo que da lugar a la escala de pH en medio acuoso, ya que una solución con un pH menor de 7 es considerada como ácida y una solución con un pH mayor a 7 es conocido como una especie alcalina, siendo 7 el punto

neutro. Comúnmente, el pH de una disolución se define como el logaritmo negativo de la concentración del ion Hidrógeno expresada en mol/L como se muestra en la ecuación 2.

$$pH = -\log[H^+] \quad \text{Ecuación 2}$$

Para algunas especies que tienen una disociación parcial, la ecuación anterior puede reescribirse como la ecuación 3:

$$pH = -\log \alpha [H^+] \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde α es el grado de disociación y el grado de acidez o de alcalinidad depende de la especie tratada. Existen diferentes métodos para la determinación del pH de las especies, ya que este parámetro juega un papel importante dentro de las reacciones químicas (Gorman, 1940). El método más común es el uso de electrodos de vidrio, clasificados como electrodos selectivos de iones, los cuales funcionan con base en una membrana selectiva y requieren de un electrodo de referencia y un electrodo indicador conectados mediante un electrolito (Bates, 1961). Por otra parte, se puede hacer uso de moléculas indicadoras impregnadas en papel para conocer el pH en ciertos rangos (Gorman, 1940), o bien de métodos basados en fibra óptica, los cuales pueden censar el cambio de color y se basan en la absorción de colorantes. Otros métodos más específicos son: sensores fluorométricos, sensores radiométricos de pH-dot, sensores holográficos, sensores de iones FET, sensores conductímetros, sensores potenciométricos y sensores acústicos, entre otros (Khan, Mukherjee, Shoukat, & Dong, 2017).

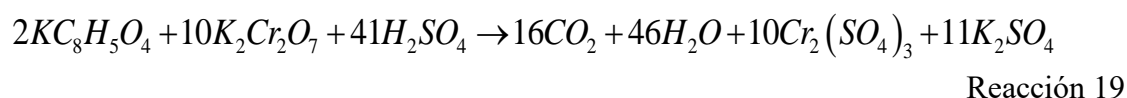
Demanda Química de Oxígeno (DQO):

La demanda química de oxígeno es un parámetro que indica la calidad del agua a través de la cantidad de Oxígeno que es consumida cuando tienen lugar reacciones de oxidación de dicromato de potasio con la materia orgánica e inorgánica (nítricos, sulfatos, sales, etc.) presentes en el agua. Es expresada en masa de Oxígeno consumido por volumen de solución (ppm) y el principio de la detección se basa en que todos los compuestos susceptibles de oxidarse pueden convertirse totalmente a dióxido de carbono bajo la acción de un agente oxidante fuerte bajo condiciones ácidas (Li & Liu, 2019) (Hu & Grasso, 2005).

El valor de DQO se usa principalmente para cuantificar a los compuestos orgánicos en muestras de agua, por lo que un valor alto de DQO indicaría una mayor contaminación. Para realizar la prueba se necesita que la muestra sea colocada en presencia de una cantidad conocida de un oxidante fuerte, generalmente dicromato de potasio, por lo cual la medición de la concentración de compuestos orgánicos en términos de equivalentes de Oxígeno se determina por la diferencia de las concentraciones iniciales contra las finales del oxidante en la muestra. La mayoría de la materia orgánica puede ser oxidada fácilmente, pero compuestos como las cadenas lineales de ácidos carboxílicos solamente se pueden oxidar en presencia de catalizadores como sulfato de plata, que debe ser agregados durante el análisis, aunque algunas veces se tiene el inconveniente de que algunas especies interfieren reaccionando con los iones del catalizador, precipitando e inhibiendo la actividad catalítica, como ejemplo de

interferencias comunes se encuentran los iones cloruros, bromuros o ioduros, que pueden reaccionar con dicromato para producir la forma elemental del halógeno, arrojando una sobre estimación de la DQO. Debido a esto, aunque tanto compuestos orgánicos como inorgánicos son oxidados durante la medición se deben hacer modificaciones para eliminar las contribuciones por parte de las especies inorgánicas, por ejemplo, algunos halógenos pueden ser eliminados por iones de mercurio Hg^{2+} con los cuales forman un complejo de coordinación (Hu & Grasso, 2005), (Boyles, 1997).

Por otra parte, se deben usar estándares para estas pruebas, como el ftalato ácido de potasio (KHP) que tiene la siguiente reacción:



Donde el color es un indicador de la reducción debido a que los iones de dicromato $Cr_2O_7^{2-}$ pasan de una solución naranja a una solución verde indicando la formación del ion Cr^{+3} .

Espectroscopia de Absorción Atómica:

La espectroscopia de absorción atómica es una de las primeras técnicas de análisis que se desarrollaron y lograron comercializar para el análisis de metales. Tiene como principio la propiedad de los átomos y los iones para absorber luz a una longitud de onda específica cuando la luz interactúa con la materia de la muestra. Debido a esto, los electrones presentes en la muestra pasan de un estado basal a un estado excitado y la cantidad de energía usada es medida y relacionada con la concentración elemental de la muestra. Una de las grandes ventajas de este tipo de análisis es que se ve poco afectado por la presencia de otros elementos debido a los principios y propiedades físicas que tienen los átomos (Robinson, 1960).

Particularmente en las aguas residuales, los metales pesados están presentes en concentraciones traza, las cuales usualmente no representan un peligro para la población o el ambiente, pero cumplen con funciones específicas para el entorno al cual pertenecen; sin embargo, su presencia constante y a niveles mayores a los recomendados puede generar distintas afecciones dentro del cuerpo humano. Particularmente algunos metales como Cd, Pb, As, Cr, Zn y Fe pueden desencadenar efectos nocivos al medio ambiente. (Kassim, Ghazali, Bohari, & Abidin, 2022), por lo que las concentraciones que se marcan como límites máximos en las normativas mexicanas están alrededor de 0.01-0.025 ppm. Estas cantidades traza son difíciles de cuantificar por otras técnicas, de manera que la espectroscopia de absorción atómica es la técnica más adecuada para el análisis de estos elementos (Azeem, 2009).

Conductimetría:

La conductancia eléctrica (k) se define como la relación entre la corriente (I) en un conductor y la diferencia de potencial eléctrico (V) entre sus extremos ($k = I/V$) medida en siemens (S).

Por otra parte, la conductividad (κ), o conductancia específica, es la conductancia por unidad de longitud del conductor. La conductividad también puede definirse como la conductancia

en siemens, medida a través de los lados de un cubo de líquido de un centímetro a una temperatura específica. Un factor llamado constante de celda (K) relaciona la conductividad con la conductancia. La constante de celda se define como la relación entre la distancia entre los electrodos (d) y el área normal al flujo de corriente (A) como lo muestra la ecuación 4 y su relación con la conductividad de la ecuación 5.

$$\text{Constante de celda} = K = \frac{d}{A} \quad \text{Ecuación 4}$$

$$\kappa = k * K \quad \text{Ecuación 5}$$

Las mediciones de conductividad se utilizan en el tratamiento de aguas residuales, ya que este parámetro es importante como medida de la pureza en el agua usada en distintas industrias como la farmacéutica, militar, minera entre otras, ya que mide la capacidad de una disolución para conducir corriente eléctrica. Esta capacidad depende de los iones que contenga, su concentración, tamaño, movilidad, viscosidad, temperatura y estado de oxidación (Yu, Liu, Chen, Chen, & Biodegradation, 2019). Este parámetro también es asociado a las concentraciones de nitrógeno amoniacal, fósforo total, sólidos sedimentables e incluso a los valores de DQO, de manera que puede ser utilizado como un parámetro de monitoreo de la calidad del agua tratada.

Dureza total

El término de dureza del agua se refiere a su capacidad para precipitar jabón, este fenómeno se produce principalmente por el contenido de los iones de Calcio y Magnesio, aunque pueden intervenir otros metales como Hierro, Zinc, Aluminio, Manganeso y Estroncio, además de los iones Hidrógeno, aunque actualmente se define como la concentración total de iones de Magnesio y Calcio indicada en forma de concentración de carbonato de calcio (Sengupta, 2013), (WHO, 2010). Para determinarla se utilizan titulaciones donde se producen reacciones de formación de complejos con agentes como cianuro, tiocianato, y fluoruro, aunque el agente más usado es el EDTA, el cual es buen agente complejante que es muy usado ya que forma complejos fuertes con estequiometría 1:1 con la mayoría de los iones metálicos con excepción de los monovalentes como Li^+ , Na^+ y K^+ (Gjems, 1960). La reacción típica de un ion metálico y EDTA (H_4Y) se puede escribir de la siguiente manera:



En esta reacción se observa que hay una competencia entre el ion metálico y los iones hidrógeno para unirse con Y^{2-} , por lo que la estabilidad entre la unión del metal (representado con Me^{n+}) con Y^{2-} es medida por la constante de formación K_{MeY} , definida como la constante de equilibrio de la reacción, que se muestra en la Ecuación 6 y donde las concentraciones deben expresarse en molaridad.

$$K_{MeY} = \frac{[MeY^{(4-n)}]}{[Me^{n+}][Y^{4-}]}$$

Ecuación 6

Los indicadores más comunes en valoraciones complejométricas son colorantes orgánicos que funcionan formando un complejo coloreado con el ion metálico valorando. Durante la reacción, el EDTA reemplaza al indicador para formar un complejo más estable con el metal, cuando esto sucede se observa un cambio de color que corresponde al ligante libre del indicador a un pH determinado. (Kozak, Townshend, & Worsfold, 2019) El indicador más usado es el Negro de Eriocromo T (H_2Ind^-) mostrado en la Figura 1.

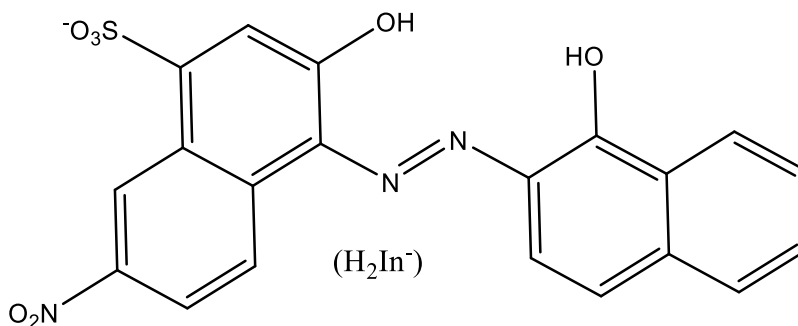
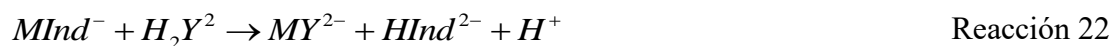


Figura 1. Estructura del indicador Negro de Eriocromo T.

El indicador Negro de Eriocromo T, también se puede usar para determinar el total de los iones de Ca^{2+} y Mg^{2+} a un pH=10. Este método para la determinación de la dureza del agua es el más común y se puede describir mediante la siguiente reacción (Kozak et al., 2019):



donde M^{2+} simboliza a Mg^{2+} ó Ca^{2+} según sea el caso.

Metodología

Muestreo:

La muestra de agua residual utilizada para este trabajo de investigación fue tomada en la cuenca de la Región Hidrológica 18 (RH18), denominada Río Balsas. Esta región es una de las más importantes del país y se encuentra en el Estado de Puebla, donde se extiende hasta las zonas central y suroccidental. Se encuentra subdividida en 10 cuencas, de las cuales la del río Atoyac es la que recoge todas las aguas provenientes de los principales cuerpos superficiales (Navarro et al., 2013), (Navarro Frómata & Aviña, 2023). El río Nexapa nace aproximadamente a 20 km al norte de la ciudad de Atlixco, sobre las faldas del volcán Popocatepetl, a una elevación de 4,610 metros sobre el nivel del mar (msnm) y desemboca a 677 msnm en la Subcuenca Bajo Atoyac, en el municipio de Cohetzala, Puebla, recorriendo un trayecto de 217.5 km de longitud como se muestra en la Figura 2 (Morales Venegas, 2018; Navarro et al., 2013).

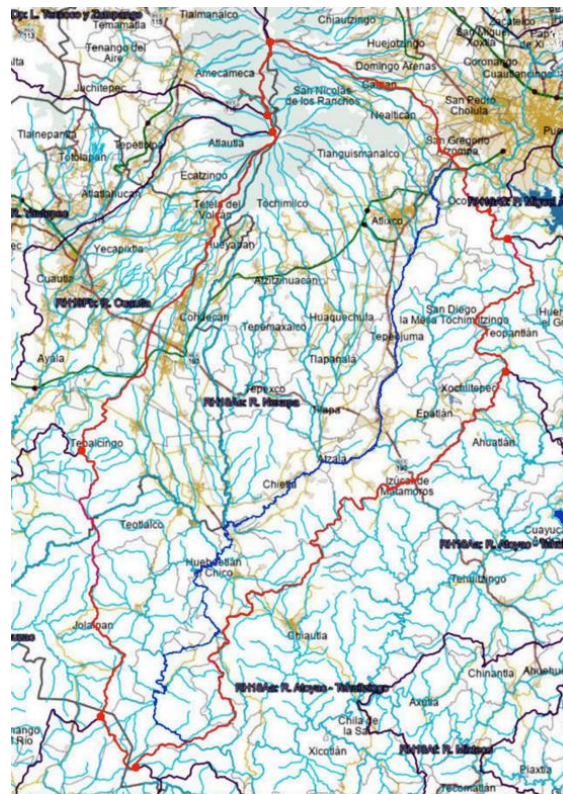


Figura 2. Ubicación geográfica del río Nexapa tomada de (Morales Venegas, 2018).

La cuenca del río Nexapa tiene una superficie de 4,440.54 km², un perímetro de 407.6 km, un volumen de escurrimiento anual de 342.5 hm³ y una extracción de agua superficial de 595.6 hm³, por lo que presenta un déficit de 4.3 hm³ y de acuerdo con varias investigaciones se ha reportado con una alta contaminación como se muestra en la Figura 3. Para este trabajo se denominaron puntos de muestra 1 y 2 tomadas en las siguientes coordenadas geográficas respectivamente: 18°40'35.8"N 98°26'22.3"W, 18°40'54.3"N 98°26'14.6"W los cuales se representan en la Figura 4.



Figura 3. Imágenes de puntos de muestreo en río Nexapa, A). Punto de toma de muestra 1 y B). Punto de toma 2.

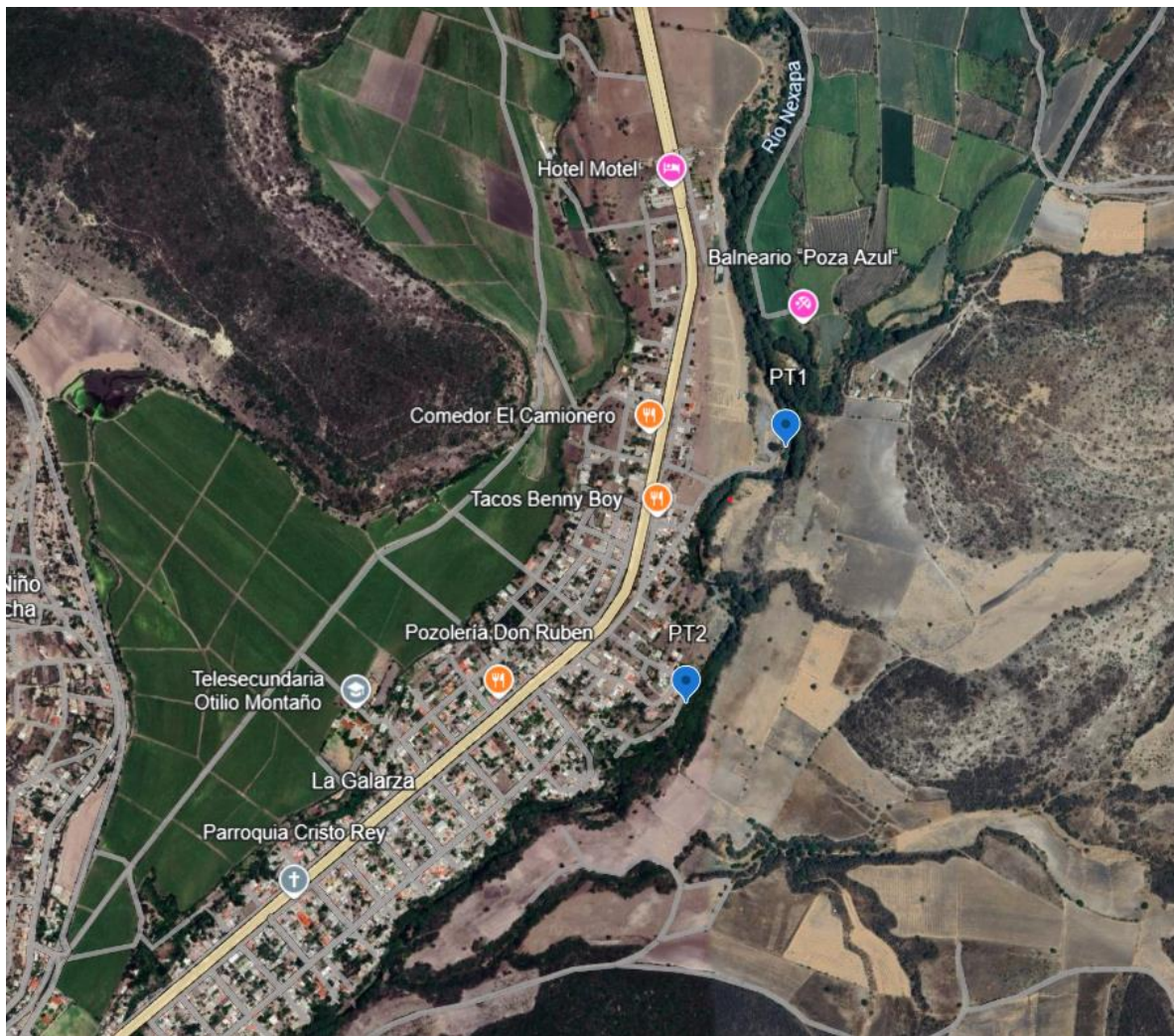


Figura 4. Ubicación geográfica de los puntos 1 y 2 ubicados en la comunidad de La Galarza.

Las muestras fueron proporcionadas por el grupo de investigación de remediación ambiental de la BUAP y se realizó la recolección de alícuotas de 1 L del efluente del 28 de abril al 4 de julio de 2023 en dos puntos y por duplicado, por lo cual se obtienen muestras nombradas como: S1M1P1, S1M2P1, S1M3P1, S2M4P2 y S2M5P2 donde M1 a M5 corresponde a las 5 diferentes fechas de muestreo, P1 y P2 al punto de muestreo S1 y S2 a una de las alícuotas tomadas el día del muestreo en un mismo lugar. Se concluye que la muestra S1M3P1 presenta valores distintos a la tendencia de las demás muestras recolectadas, como será abordado más adelante, por lo que se eligió el punto 1 y dentro de este la muestra S1M1P1 para realizar el tratamiento electroquímico que se abordará más adelante. Cada una de las alícuotas se homogeneizó antes de su uso en las determinaciones analíticas y espectroscópicas.

Normatividad:

Después de la recolección de las muestras, se realizó una caracterización previa para conocer el cambio que ocurre al realizar el tratamiento electroquímico. La valoración de la calidad del agua está en función de los parámetros establecidos por la “Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, que establece “los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación”. En función de esta norma, se eligen los parámetros fisicoquímicos a monitorear, que se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Pruebas realizadas para la caracterización de las muestras problema.

Parámetros físicos.	Parámetros químicos.
Color.	Metales pesados Cr y As.
Turbidez.	Dureza total.
Espectro UV-Vis 200-800nm.	pH.
Espectro infrarrojo 4000-400 cm^{-1} .	Demanda química de oxígeno (DQO).
Sólidos sedimentables.	Conductividad eléctrica.

Equipos y disoluciones:

En la construcción de las celdas y de todas las disoluciones empleadas se utilizó agua desionizada con una resistividad eléctrica de 18.2 $\text{M}\Omega\cdot\text{cm}$, la cual fue obtenida por la deionización de agua desmineralizada con el Sistema de purificación de agua ultrapura Barnstead E-Pure™ (las especificaciones de cada equipo empleado se recopilan en el Anexo 2: Equipos utilizados). Se preparó una disolución de NaCl al 12%, una disolución de ácido nítrico al 1% a partir de ácido nítrico al 65% de la marca J.T Baker y se utilizó peróxido de hidrógeno (H_2O_2) con una pureza del 30% de la marca FERMONT.

Durante la determinación de dureza total se preparó una disolución madre de EDTA disódica de marca Chemika con una concentración 0.1 M. De esta disolución madre se prepararon diluciones de concentración 0.01M y 0.001M y se estandarizaron por valoración con carbonato de calcio 0.1 M, usando como indicador Negro de Eriocromo T (NET) al 1%. Para estabilizar el pH a un valor de 10 se usó un buffer con 0.133 g de cloruro de amonio y 1.9 ml de hidróxido de amonio al 30% disueltos en 50 ml de agua desionizada.

Para determinar los valores de pH se utilizó un equipo de la marca Conductronic y modelo pH 120, que se calibró con estándares de pH=4, 7 y 10 de marca J.T. BAKER.

Las mediciones de turbidez usadas en la caracterización se realizaron por medio del sensor de turbidez marca Vernier acoplado a un recolector de datos de modelo LabQuest 2 de la marca Vernier con una disolución de 100 NTU como patrón.

El parámetro de conductividad fue medido por el conductímetro YSI 3200 y se preparó una solución de KCl 0.1N para la calibración de la constante de celda.

Para la determinación de los espectros de IR se usó un espectrofotómetro Infrarrojo FT-IR Digilab, modelo Scimitar FT-IR utilizando pastillas de KBr.

Los espectros de UV-Vis se midieron en un espectrofotómetro UV-Vis Hach DR 5000 usando agua desionizada con una resistividad eléctrica de 18.2 MΩ*cm como blanco. Para la determinación de DQO se usaron viales de dicromato de potasio de la marca Hach de bajo rango (3 a 150 ppm), un estándar de 100 ppm de ftalato ácido de potasio (KHP) de marca Fermont y un blanco de agua desionizada. De la misma manera la determinación de color por el método de absorción espectral tomado de NMX-AA-017-SCFI-2021, se realiza utilizando el espectrofotómetro UV-Vis Hach DR 5000 y usando desionizada con una resistividad eléctrica de 18.2 MΩ*cm como blanco y se calcula el coeficiente de absorción espectral $\alpha(\lambda)$ de la siguiente manera Ecuación 7:

$$\alpha(\lambda) = \left(\frac{A}{d} * f \right) \quad \text{Ecuacion 7}$$

En donde:

A es la absorbancia de la muestra de agua a la longitud de onda λ ;

λ es la longitud de onda a la que se realizó la medición de absorbancia;

d es el paso de luz de la celda, en milímetros; y

f es un factor utilizado para obtener el coeficiente espectral, en m^{-1} ($f=1000$).

Los análisis de cromo utilizaron un espectrofotómetro de absorción atómica GBC 932 de marca Scientific Equipment Ltd usando curvas de calibración obtenidas con disoluciones estándar con concentraciones de 2, 5, 10 y 15 ppm hechas a partir de una disolución estándar de 1000 ppm de marca SCP Science adquirida comercialmente y diluida con agua desionizada (resistividad eléctrica de 18.2MΩ*cm). La curva de calibración obtenida se muestra en la Figura 5.

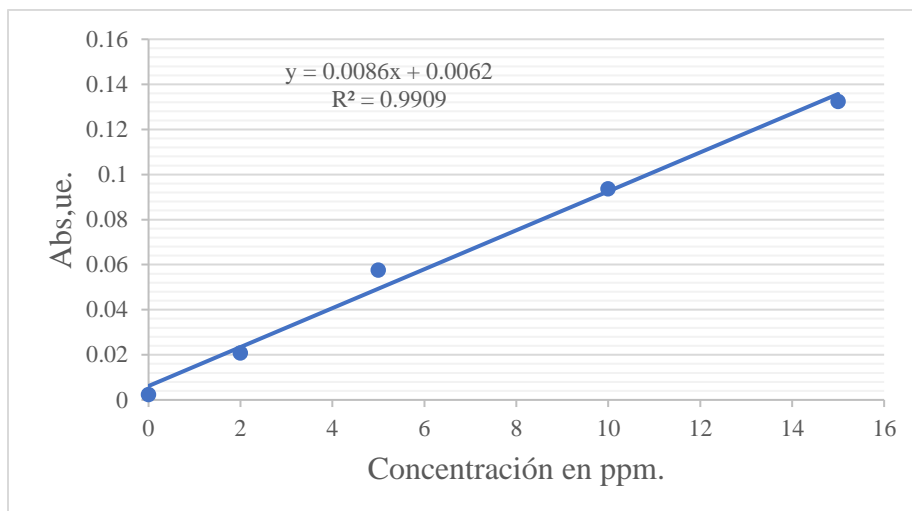


Figura 5. Curva de calibración por absorción atómica de Cromo.

Para la cuantificación de Arsénico se usó un espectrofotómetro de absorción atómica GBC 932 de marca Scientific Equipment Ltd usando curvas de calibración obtenidas con disoluciones estándar con concentraciones de 30, 40, 50, 60 y 70 ppm hechas a partir de una disolución estándar de 1000 ppm de marca Perkin Elmer adquirida comercialmente y diluida con agua desionizada (resistividad eléctrica de $18.2\text{M}\Omega\cdot\text{cm}$). La curva de calibración obtenida se muestra en la Figura 6. La medición de As se realizó utilizando el método de adición de estándar agregando 40 ppm de As a las muestras problema.

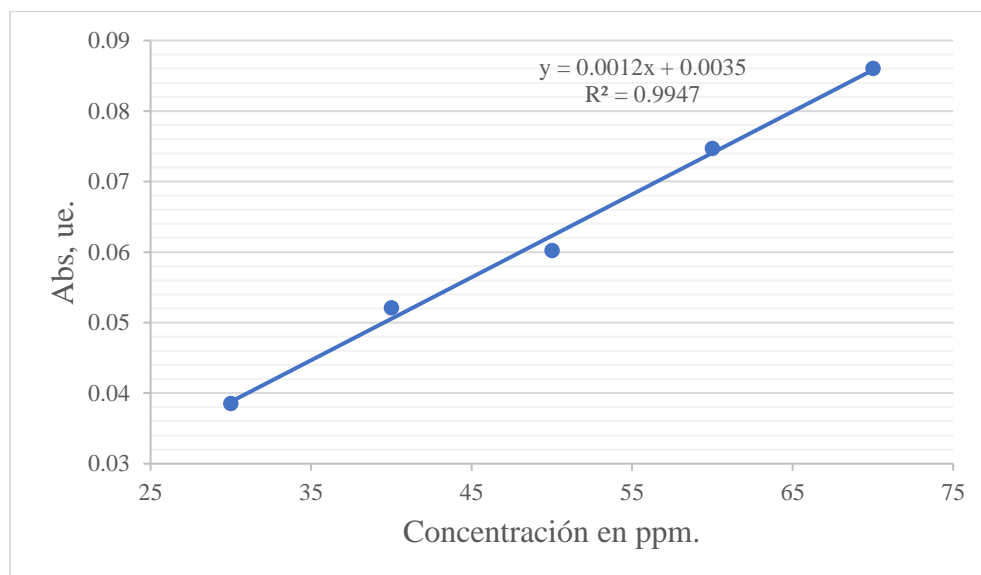


Figura 6. Curva de calibración por absorción atómica de Arsénico.

Construcción de celdas electroquímicas:

Las muestras empleadas presentaron sólidos sedimentables, por lo que se realizó una homogeneización de la muestra y una digestión ácida previa, para lo cual se ajustó el pH de la muestra con una disolución de HNO_3 al 1% hasta un valor de $\text{pH} = 2.8-3.5$, para permitir la solubilidad de las especies de hierro y se llevó a $75\text{ }^\circ\text{C}$ con agitación durante 1 hora. Posteriormente se filtró en caliente con un papel filtro de poro grueso (retención de $20\mu\text{m}$) y se dejó enfriar hasta temperatura ambiente, completando el volumen perdido en la digestión con agua desionizada. De la muestra filtrada se tomó una alícuota de 50 ml, se adicionaron 10 ml de disolución de NaCl al 12%, 0.5 ml de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30% y se homogeneizó para armar la celda electrolítica con electrodos de hierro previamente lijados, cuidando de tener una separación constante de 2.5 cm, una profundidad de 2 cm y que los electrodos no tocaran las paredes del vaso como se muestra en la Figura 7.

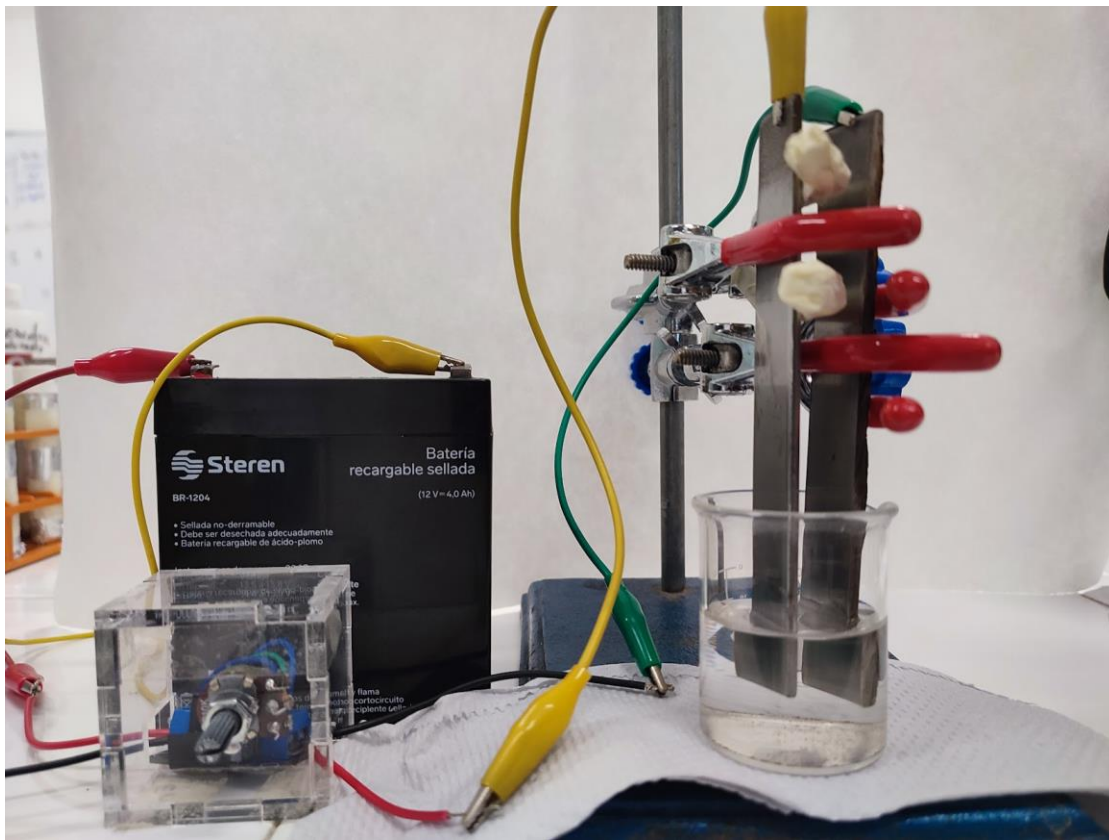


Figura 7. Celda empleada en el tratamiento experimental.

Como se mencionó anteriormente, para aportar los iones de hierro a la reacción de Electro-Fenton (EF) se ocuparon dos electrodos de acero inoxidable. La lámina de acero inoxidable es de tipo 304 y se adquirió comercialmente, adaptando las dimensiones a 2 cm de longitud, 13 cm de altura y 3 mm de espesor, lo que aportó una superficie efectiva de contacto con la solución de 9.8 cm^2 . En la Tabla 2 se presenta la composición química del electrodo seleccionado, proporcionada por el fabricante “La Paloma Compañía de Metales, S.A. de C.V.

Tabla 2. Composición química de los electrodos de Acero Cromo-Níquel (AISI 304).

Elemento	Composición máxima en %.
Carbón	0.08
Silicio	1.5
Manganeso	2
Cromo	≤18-20
Níquel	≤8-12
Fósforo	0.045
Azufre	0.03

Para las distintas pruebas que se realizaron se usó como medio de obtención de voltaje una batería sellada de ácido-plomo de 12 V y 4 Ah de la marca “Steren”, cuyo voltaje se reguló entre 0 y 12 V con ayuda de un circuito construido de forma manual que se muestra en la Figura 8.

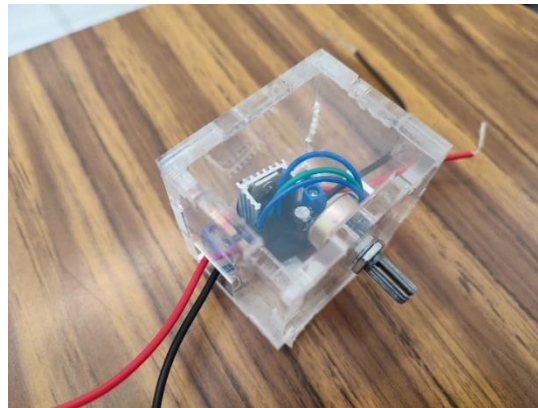


Figura 8. Regulador de voltaje.

El circuito se cerró por medio de la conexión de las terminales eléctricas reguladas a el voltaje deseado durante el tiempo especificado del tratamiento.

Con la finalidad de establecer las condiciones óptimas del tratamiento por medio de la reacción EF, se realizó una serie de variaciones al procedimiento experimental, específicamente de los parámetros de tiempo, voltaje y de las concentraciones de H₂O₂. El cambio de pH al valor neutro se toma como parámetro de control, ya que debido a la digestión ácida el pH comienza en valores ácidos, los cuales cambian gradualmente debido a la formación de hidróxidos provenientes del proceso de oxidación avanzada, por lo que el pH neutro se toma como el punto adecuado para el término del proceso electroquímico (Boczkaj & Fernandes, 2017).

En primer lugar, se hicieron pruebas con variaciones de voltaje entre 2-10V durante 5 min, obteniendo la Tabla 4. Los parámetros analizados llevaron a la conclusión de que 9 V es un valor óptimo para el tratamiento, por lo que posteriormente se deja fijo el voltaje en 9 V y se realiza la variación del tiempo entre 0 a 20 min de tratamiento obteniendo la Tabla 5,

encontrando que el tiempo óptimo de reacción es de 5 min. Finalmente, se repitieron los experimentos con las celdas a 9 V y 5 minutos, variando el volumen del H₂O₂ como se muestra en la Tabla 9, concluyendo que el valor de 0.05 ml es el volumen óptimo para la reacción.

Después de cada tratamiento los sólidos sedimentables obtenidos son medidos, filtrados mediante un papel filtro grado 613 y secados en un horno a 120 °C hasta eliminar el agua contenida para ser analizados por IR, mientras que el agua tratada es caracterizada por los parámetros mencionados anteriormente y comparados con los resultados la muestra inicial.

Resultados y discusiones:

Muestras previas al tratamiento

Las muestras usadas fueron homogeneizadas y caracterizadas de forma previa al tratamiento electroquímico. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Caracterización de los parámetros la muestra inicial.

<i>Parámetro</i>	<i>Valor</i>	<i>Parámetro</i>	<i>Valor</i>
Turbidez	31.5 (NTU)	Cr	2.556 (ppm)
pH	8.98	As	11.85 (ppm)
Dureza total (CaCO₃ en mg/L)	444.44	DQO	340 (ppm)
Sólidos sedimentables	< 0.1(mL/ 10 mL)	Conductividad eléctrica	1424 (μs/cm a 22 °C)
Color (coeficiente de absorción espectral)	λ= 436 nm	4.175 (m ⁻¹)	
	λ= 525 nm	2.500 (m ⁻¹)	
	λ= 620 nm	2.000 (m ⁻¹)	

Como se puede observar, en el punto de muestreo seleccionado el valor de DQO se encuentra por arriba del permitido para aguas en ríos, arroyos o canales, que es de 210 mg/L de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-2021, así como los parámetros de As y Cr, los cuales se encuentran en niveles tóxicos para la salud humana según la NMX-AA-051-SCFI-2001. Por otra parte, el espectro UV-Vis en la zona de $\lambda = 200$ a 800 nm se presentan en la Figura 9, con un valor de A_{\max} en 253 nm. Los espectros de los diferentes puntos de muestreo tienen el mismo comportamiento, lo que sugiere que los efluentes tienen la misma composición.

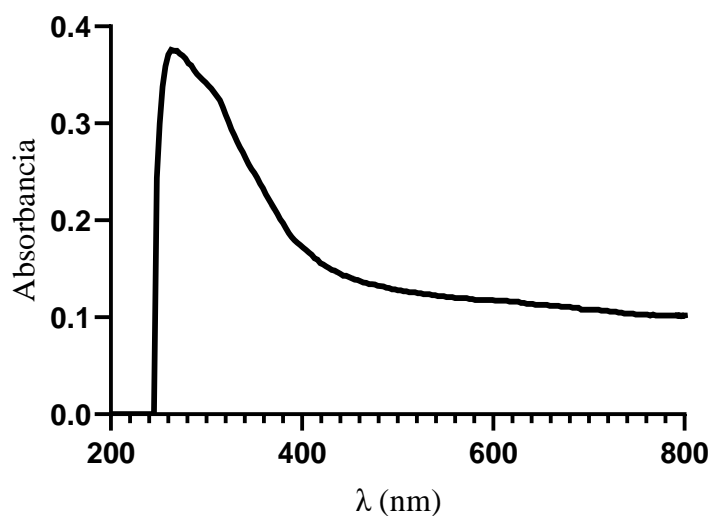


Figura 9. Espectro UV-Vis de la muestra antes del tratamiento electroquímico.

En el caso del espectro IR de la muestra inicial mostrado en la Figura 10, se observan bandas anchas de grupos O-H entre $3650\text{-}3200\text{ cm}^{-1}$, una banda en 1627 cm^{-1} que es característica de amidas y una banda en 2090 cm^{-1} sugiriendo la presencia de grupos C=N. De la misma manera, las muestras analizadas por espectroscopía UV-Vis tienen espectros con un comportamiento similar entre sí y en la literatura se reporta que estos espectros son característicos de aguas residuales (Naumann, Lasch, & Fabian, 2006), corroborando que todos los puntos recolectados presentan composiciones homogéneas.

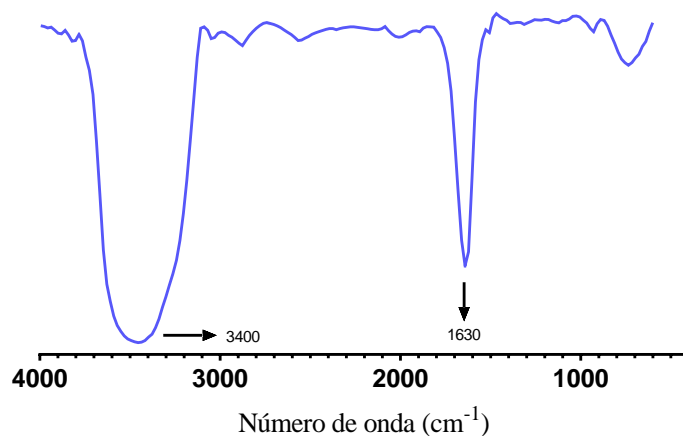


Figura 10. Espectro de IR del agua pretratamiento.

Agua tratada:

Por otra parte, se observó que el agua filtrada tiene un aspecto incoloro y cristalino, sin precipitados y/o sobrenadantes como se muestra en la Figura 11.



Figura 11. Aspecto del agua después del tratamiento electroquímico.

Los resultados de la variación de voltaje se muestran en la Tabla 4, donde se puede observar que aún con 2 V en 5 min existe una disminución de la dureza total, una disminución de la turbidez de las muestras y un aumento significativo de la cantidad de sólidos sedimentados con respecto a los valores iniciales presentados en la Tabla 3.

Tabla 4. Resultados de tratamientos electroquímicos en muestras de agua contaminada durante 5 min a diferentes voltajes.

Voltaje aplicado(V)	Sólidos sedimentables (mL/10 mL)	pH	Dureza total CaCO ₃ (mg/L)	Turbidez promedio (NTU)	α 436 nm (m ⁻¹)	α 525 nm (m ⁻¹)	α 620 nm (m ⁻¹)
2	<0.1	7.80	37.33	54.7	9.2	5.4	3.3
4	1.4	8.06	34.46	33.6	6.5	4.5	3
6	2	7.91	33.53	25.5	0	0	0
8	4.4	8.06	30.06	20.2	0.7	0.3	0
9	7.1	8.03	25.4	20.1	0.4	0	0
10	7.6	8.01	23.4	22.5	0.5	0	0

En el análisis por espectroscopía UV-Vis, mostrado en la Figura 12, se observan los espectros con dos máximos alrededor de 250 nm y 310 nm. Como puede observarse en la prueba a 9 V se reduce significativamente la absorbancia, mientras que el tratamiento con 2 V no tiene una disminución considerable de la absorción de las bandas.

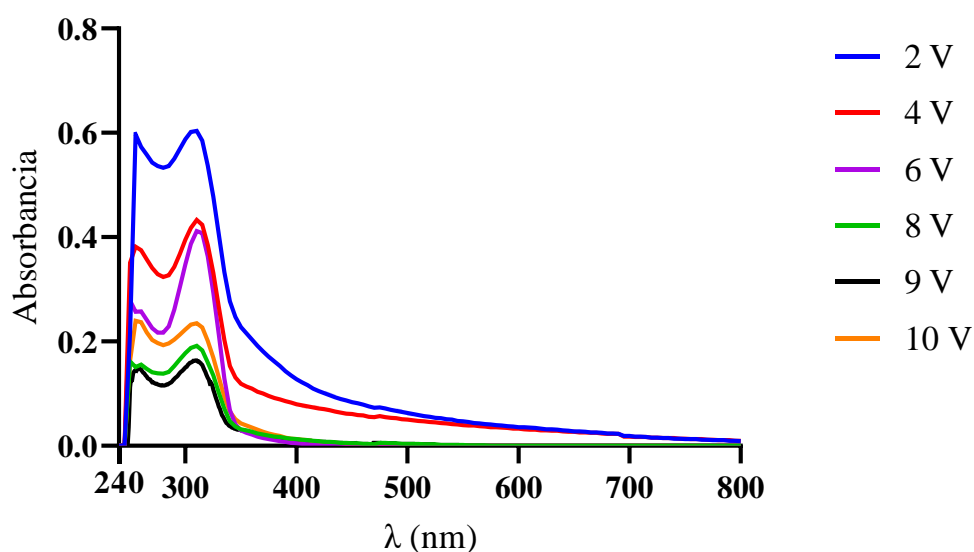


Figura 12. Espectros de UV-Vis de muestras después del tratamiento electroquímico en un tiempo de 5 min a diferentes voltajes.

Con los resultados anteriores se determina que el voltaje óptimo para el tratamiento electroquímico es de 9 V, por lo que con ese voltaje se hacen experimentos a diferentes tiempos teniendo como resultado la Tabla 5, donde se realizaron variaciones de tiempo desde 5 hasta 20 min.

Tabla 5. Caracterización de las muestras de agua contaminada después del tratamiento electroquímico empleando 9 V y diferentes tiempos de reacción.

Tiempo (min)	Sólidos sedimentables (mL/10 mL)	pH	Dureza total CaCO ₃ (mg/L)	Turbidez promedio (NTU)	α 436 nm (m ⁻¹)	α 525 nm (m ⁻¹)	α 620 nm (m ⁻¹)
Sin trat	< 0.1	8.53	444.4	31.5	4.2	2.5	2.0
5	4.6	5.05	150.0	23.8	0.6	0.4	0.2
7	5.5	6.53	123.3	22.8	1.2	0.7	0.5
10	8.2	7.30	83.0	21.6	3.6	2.3	1.6
15	8.3	8.44	73.2	22.5	4.9	3.4	2.6
20	8.2	11.4	63.3	21.3	2.5	1.9	1.5

La caracterización por UV-Vis se muestra en la Figura 13, donde se observa que 5 min es el tiempo donde se observan las menores absorbancias, ya que posterior a este punto la absorbancia incrementa por la presencia de hidróxidos y óxidos disueltos en las muestras, producto de la reacción de Electro Fenton.

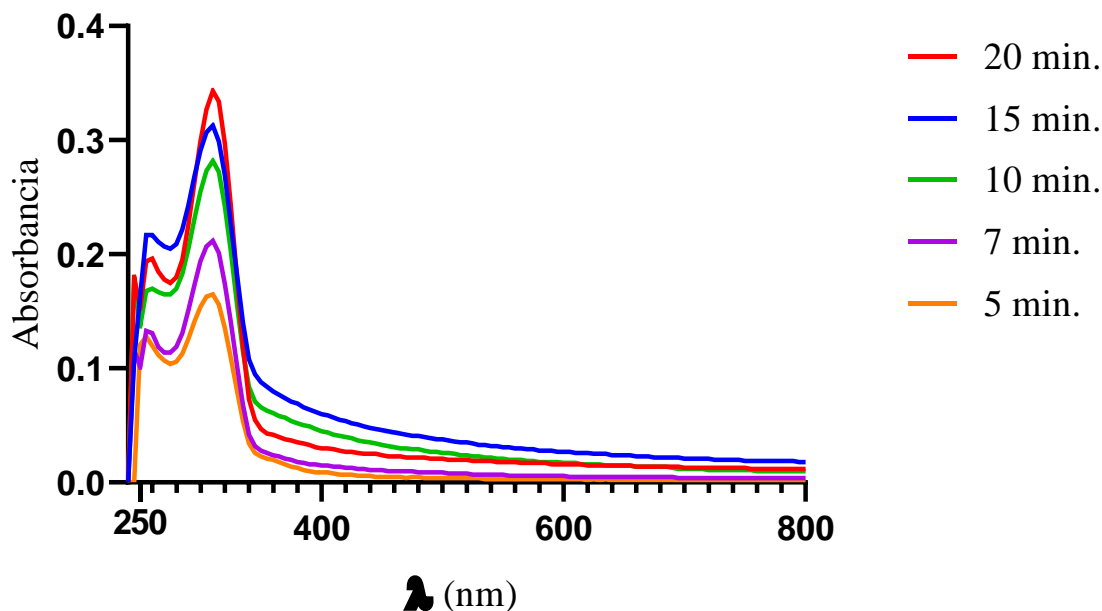


Figura 13. Espectros de UV-Vis de muestras contaminadas después del tratamiento electroquímico a 9 V y diferentes tiempos de reacción.

Cabe destacar que todos los espectros obtenidos muestran el mismo comportamiento con máximos de absorbancia entre 254 nm y 310 nm. Los espectros cambian de tal forma que presentan picos máximos diferentes con respecto a los de la muestra inicial, pero mantienen absorbancias menores, lo que sugiere una menor concentración de contaminantes orgánicos de acuerdo con la ley de Lambert-Beer, que relaciona de forma proporcional la Absorbancia con la concentración (Skoog et al., 2019). Esto se corroboró a través de las mediciones de DQO que se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6. Resultados de DQO de agua contaminada después del tratamiento electroquímico con 9 V a diferentes tiempos de reacción.

Tiempo de tratamiento (min)	DQO (mg/L)	% de remoción
5	60	82.35
7	75	77.94
10	81	76.17
15	90	73.52
20	96	71.76

Como puede observarse la remoción de materia orgánica se incrementa hasta un 82.3% en 5 min, corroborando que es el tiempo ideal para el tratamiento electroquímico.

Con respecto a los contaminantes inorgánicos, investigaciones anteriores señalan que los iones de Arsénico y Cromo medidos por absorción atómica en muestras del río, se encuentran en niveles altos y fuera de lo permitido por la NOM-001-SEMARNAT-2021, siendo los

límites máximos de 0.4 ppm de valor instantáneo de Arsénico y 1.5 ppm para Cromo y en nuestro caso se encontraron excedentes de 3 veces el límite permitido para Cr y 23 veces el límite permitido para As en las muestras iniciales. La comparación de las concentraciones iniciales y finales de estos iones se muestran en la Tabla 7, donde se observa que a los 5 min hay una remoción de 29.8 % de Cr y 39.47 % para As; sin embargo, después de ese tiempo se eleva la concentración de los iones. Se concluye que este comportamiento se da por la degradación de los electrodos de sacrificio, los cuales contienen Cr en su composición o bien por la interferencia con otros iones, por lo cual exceder un tiempo de 5 min de tratamiento nos lleva a contaminar más las muestras.

Tabla 7. Concentración de metales pesados antes y después del tratamiento electroquímico. Nota: el valor negativo (-) en él % de remoción hace referencia a un aumento con respecto a la cantidad inicial.

Muestra	[Cr] ppm	% remoción	[As] ppm	% remoción
Sin tratar	5.998	-	9.975	-
5 minutos	4.210	29.81	6.038	39.47
7 minutos	5.480	8.64	10.395	-4.21
10 minutos	7.490	-24.87	10.308	-3.34
15 minutos	8.500	-41.71	10.693	-7.20
20 minutos	9.780	-63.05	10.358	-3.84

Finalmente, en la Tabla 8 se hace una comparación entre los datos de dureza y conductividad de las muestras obtenidas

Tabla 8. Conductividad eléctrica en muestras antes y después del tratamiento.

Tiempo (min)	Conductividad eléctrica (mS/cm)	% de remoción
Sin tratamiento	52.70	-
5	36.83	30.11
7	36.01	31.67
10	35.88	31.92
15	34.79	33.98
20	32.88	37.61

Un último estudio se plantea con la variación de los volúmenes de H₂O₂, ya que en algunas investigaciones se reporta que su variación lleva a mejoras considerables en la remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos, por lo que el volumen usado de H₂O₂ de 0.5 ml se varía obteniendo los resultados mostrados en la Tabla 9.

Tabla 9. Caracterización de las muestras de agua contaminada después del tratamiento electroquímico empleando 9 V, 5 minutos de tratamiento y diferentes volúmenes de H₂O₂.

Volumen de H ₂ O ₂ (ml)	Sólidos sedimentables (mL/10 mL)	pH	Dureza total CaCO ₃ (mg/L)	Turbidez promedio (NTU)	α 436 nm (m ⁻¹)	α 525 nm (m ⁻¹)	α 620 nm (m ⁻¹)
Sin trat.	< 0.1	8.53	444.4	31.5	4.2	2.5	2.0
0.01	5.6	6.20	180	1.5	0.5	0.5	0.3
0.05	6.4	6.83	160	1.2	0.5	0.5	0.3
0.3	6.8	6.45	200	1.5	3.6	2.8	1.6
1.0	3.6	6.00	600	2.0	4.9	3.4	2.6

Como puede observarse la disminución de H₂O₂ lleva a mejores resultados de dureza, turbidez y color. Los mejores resultados se obtuvieron con 0.01 ml y 0.05 ml. Los resultados para los compuestos inorgánicos se muestran en la Tabla 10.

Tabla 10. Concentración de metales pesados y DQO antes y después del tratamiento electroquímico.

Muestra	[Cr] ppm	% remoción	[As] ppm	% remoción	DQO ppm	% remoción
Sin tratamiento	2.231	-	11.063	-	340	-
0.01 ml	0.807	63.83	0.843	92.38	27	92.05
0.05 ml	0.836	62.53	0.756	93.16	22	93.53
0.3 ml	1.842	17.44	5.687	48.59	97	71.47
1.0 ml	> 15	-	8.786	20.58	299	12.06

Como se puede observar, la mejora en la disminución de los contaminantes orgánicos e inorgánicos es significativamente mayor con cantidades menores de H₂O₂, siendo el volumen de 0.05 ml el óptimo para la mayor remoción de Cr, As y DQO. Esto representa un ahorro significativo en el uso de H₂O₂ (se usa 10 veces menos volumen en comparación con los experimentos iniciales) y permite el establecer una relación entre los parámetros de DQO:Fe:H₂O₂, dicha relación nos permite el escalado de condiciones a diferentes muestras. Cabe mencionar que la tendencia de remoción para el Cr es menor que la remoción de As, dicho efecto puede ser explicado por la degradación del electrodo de sacrificio, el cual libera Cr al medio.

Sólidos producidos

En cuanto a los sólidos sedimentables obtenidos, resultaron insolubles en todos los disolventes polares y apolares usados (agua, acetona, hexano, DMSO, etanol, metanol, cloroformo, diclorometano y tolueno). La caracterización de estos sólidos se realizó mediante espectroscopía IR (Figura 14) y se observó que los espectros obtenidos presentan un mismo comportamiento sin importar el tiempo, voltaje o concentración de H₂O₂ usados, por lo que se concluye que los sólidos producidos tienen una composición constante y solo se obtiene un volumen diferente al variar las condiciones del experimento. Se observan bandas en 3419

cm^{-1} la cual indica el estiramiento de $-\text{OH}$, las bandas relacionadas con la vibración de deformación encontradas en 1628 cm^{-1} son características de grupos $\text{C}=\text{C}$ y $-\text{OH}$, finalmente las bandas de 1497 cm^{-1} y 1383 cm^{-1} pueden asociarse a deformaciones angulares de grupos metilo CH_3 , como se muestran en la Figura 14. Los espectros obtenidos tiene un comportamiento similar al reportado en la literatura (Wiercik et al., 2022).

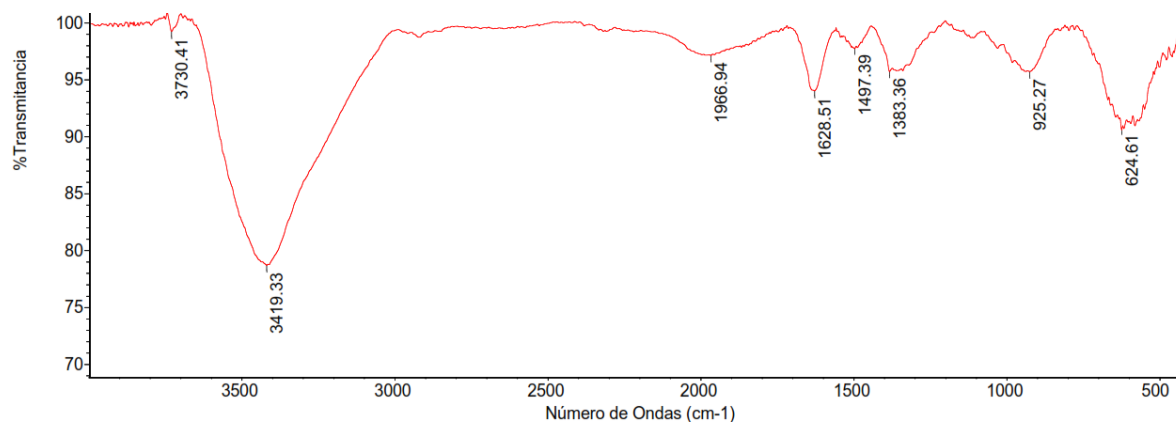


Figura 14. Espectro de IR de los sólidos producidos en el agua tratada.

El efecto del aumento de la producción de sólidos sedimentables se observa claramente en la Figura 15, donde se muestran los diferentes volúmenes de los sólidos sedimentables obtenidos en correlación con el aumento de voltaje empleado. Cabe destacar que a pesar de que el color de los sólidos se aprecia diferente, el espectro de IR de todos los sólidos es similar.

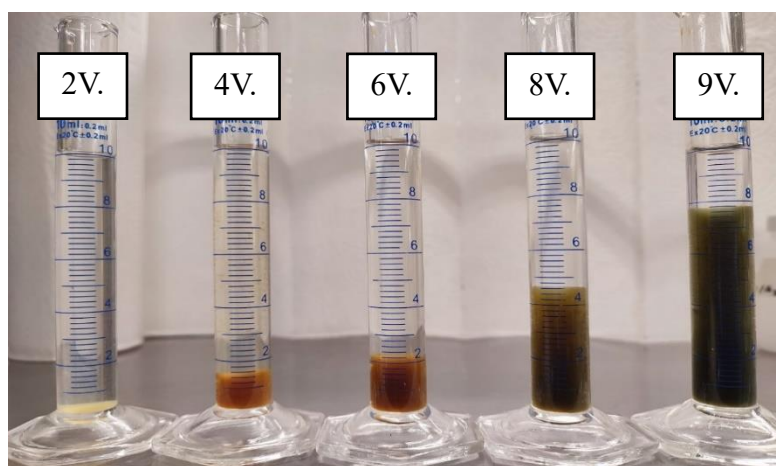


Figura 15. Aumento de volumen de sólidos sedimentables con el aumento de voltaje.

Electrodos de sacrificio:

Una vez encontradas las condiciones óptimas para el tratamiento electroquímico se obtiene la cantidad de Fe usado en el proceso mediante análisis gravimétrico de los electrodos antes y después del tratamiento, ya que estos electrodos son de “sacrificio”, lo que implica un

desgaste por parte de los electrodos y finalmente cumplir como fuentes de Fe para el proceso Electro-Fenton (Figura 16). Los resultados de las mediciones son mostrados en la Tabla 11 e indican que una masa constante de alrededor de 0.05 g de Fe es necesaria independientemente de la cantidad de H₂O₂.

Tabla 11. Masa de Fe usada en cada experimento.

[H ₂ O ₂] (ml)	Masa pretratamiento (g)	Masa post tratamiento (g)	Diferencia de masa (g)
0.01	46.8921	46.8391	0.0530
0.05	39.7480	39.6930	0.0550
0.3	40.4548	40.3972	0.0576
1.0	39.6930	39.6658	0.0272

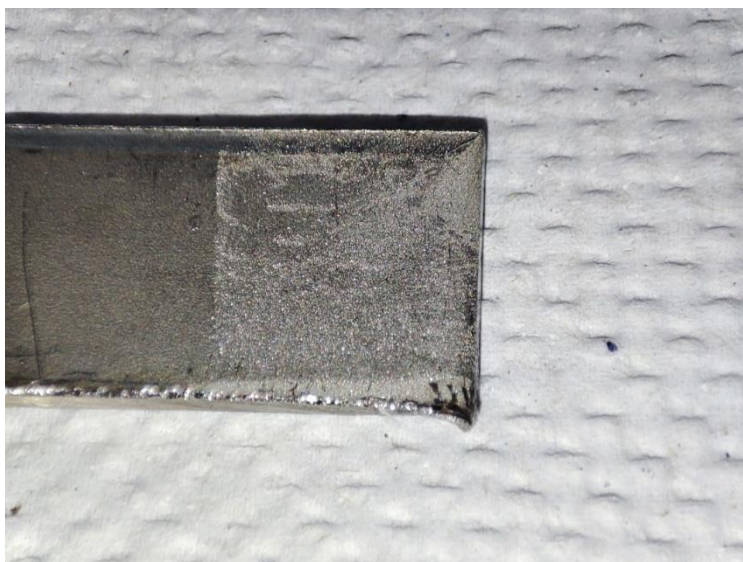


Figura 16. Terminal expuesta del electrodo de sacrificio mostrando el desgaste en el área de contacto.

Por otra parte, se concluye que la variación de pH puede tomarse como un factor de control para determinar el avance y la eficiencia de la reacción tomando a un pH cercano a la neutralidad como el punto final de la reacción. Esto aporta otra ventaja del método, ya que la medición de este parámetro es sencilla y en el mercado se tienen una gran disponibilidad de potenciómetros portátiles y de fácil uso que permiten una rápida y sencilla medición. En este trabajo, el punto de mayor eficiencia se da en un intervalo de pH inicial para el tratamiento de 2.8-3.5, debido a que en este medio se da la solubilidad de las especies de hierro de acuerdo con su pKs (Figura 17). El pH de la muestra inicial antes del tratamiento varía en cada ocasión de muestreo, dependiendo de diversos factores, pero se registró un rango de pH de 8.98 a 7.80 en las muestras recolectadas, es decir el agua recolectada tiende a un medio básico, donde la solubilidad del hierro es muy baja, (alrededor de 1×10^{-11} M contra 1×10^{-4} M a pH 3)

(Liu & Millero, 1999), por lo que la digestión ácida y el ajuste de pH a valores de 2.8 a 3.5 son pasos indispensables en el tratamiento.

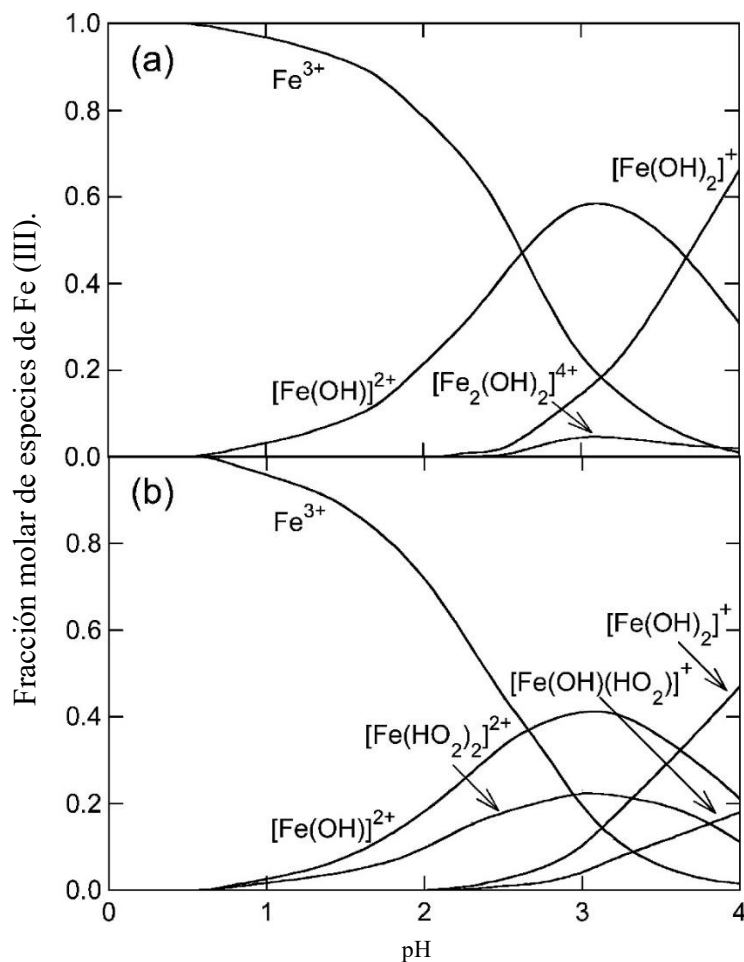


Figura 17. Fracción molar de las distintas especies de Fe (III) en medios ácidos (Brillas et al., 2009).

Algunas investigaciones han señalado que la desventaja en el uso de la reacción de electro Fenton, es que requiere de una fuente de energía no renovable como lo es la corriente eléctrica que proviene de hidrocarburos, dado que la adecuación para grandes volúmenes de agua contaminada representaría problemas con respecto a los costos de producción y mantenimiento. Por esa razón, se revisaron distintas condiciones con la finalidad de conocer el punto de mayor eficiencia teniendo en cuenta los resultados generales de remoción de contaminantes y la menor relación tiempo-voltaje posible. Los resultados reportados en este trabajo indican que el punto de mayor eficiencia bajo las condiciones de pH inicial de 2.8 son 5 minutos de tratamiento, 9 V y el uso de 0.05 mL de H₂O₂. Al tener bajos tiempos de tratamiento, se pueden buscar fuentes de energía eléctrica renovables como las obtenidas de plantas eólicas, solares o hidráulicas, de manera que la obtención de la energía eléctrica no representa una desventaja.

Conclusiones:

Los parámetros utilizados para evaluar la eficiencia del método electroquímico se basaron en la calidad del agua, conforme a la normatividad vigente en México (*NOM-001-SEMARNAT-2021*). Este enfoque aseguró que los valores obtenidos cumplieran con los límites permitidos. El monitoreo del proceso incluyó indicadores clave, como el pH, que incrementa hasta alcanzar valores cercanos a 9 cuando el H_2O_2 es completamente degradado. Este fenómeno genera un sobretratamiento que excede las normas permitidas, causando un incremento en los parámetros de calidad por encima de los límites establecidos. En este estudio, se determinó que el sobretratamiento ocurre después de 5 minutos de reacción a 9V o al exceder la cantidad necesaria de H_2O_2 . Por lo tanto, controlar estos factores es indispensable para lograr una mineralización eficiente de los contaminantes.

Las condiciones óptimas de tratamiento obtenidas son: 5 minutos de tratamiento, 9V y 0.05 mL de H_2O_2 , logrando una remoción del 93.5% de la demanda química de oxígeno con respecto a el valor inicial como se muestra en la Tabla 10.

Las muestras recolectadas previas al tratamiento tienen concentraciones altas de Cr y de As, que exceden los límites permitidos por la *NOM-001-SEMARNAT-2021*. Con el tratamiento propuesto, se alcanzó una disminución del 63.8% en Cr y del 93.53% en As bajo las condiciones óptimas. No obstante, se identificó que el desgaste de los electrodos de sacrificio libera iones de Cr, debido a que las placas de Fe utilizadas contienen hasta un 20% de este metal en su composición (GracePavithra, Jaikumar, Kumar, & SundarRajan, 2019), por lo que se hacen las siguientes recomendaciones:

1. Sustituir los electrodos por placas de hierro puro para evitar la liberación de Cr y minimizar los interferentes en la remoción de As.
2. Considerar el uso de sales de hierro, como $FeCl_3$, que pueden actuar como reactivo del sistema Electro-Fenton y ser separadas mediante sedimentación (Harper & Kingham, 1992). La cantidad de Fe necesaria depende del parámetro DQO del agua residual, con una proporción determinada en este trabajo de 318:773:270 mg/L (DQO:Fe: H_2O_2).

Las perspectivas a futuro consisten en que método electroquímico es prometedor, pero su aplicación depende completamente de las condiciones del agua a tratar, lo que requiere un monitoreo constante. Queda mucho trabajo por realizar para la estandarización y escalamiento del proceso, enfocándose principalmente en la integración de fuentes de energía renovables para garantizar la sustentabilidad. Estos avances serán clave para la recuperación de cuerpos de agua como el río Nexapa, vitales para el ecosistema y las comunidades locales.

Bibliografía:

- Araoye, P. A. J. I. J. o. P. S. (2009). The seasonal variation of pH and dissolved oxygen (DO₂) concentration in Asa lake Ilorin, Nigeria. *4*(5), 271-274.
- Ayaz, S. C., & Akça, L. J. E. i. (2001). Treatment of wastewater by natural systems. *26*(3), 189-195.
- Azeem, H. A. J. B. (2009). Analysis of industrial waste water from Kot Lakhpat area (Lahore, Pakistan) by atomic absorption spectrometer. *55*(1&2), 35-41.
- Bates, R. (1961). Electrodes for pH measurements. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, *2*(2), 93-109.
- Bautista, I. O., Fletes, I. O., Campante, M. A. T., Gómez, S. E. S., & Flores, E. G. J. A., Sociedad y Desarrollo. (2020). Calidad agronómica del agua residual tratada utilizada en la producción agrícola en Atlixco, Puebla. *17*(4), 603-614.
- Birol, E., & Das, S. J. J. o. E. M. (2010). Estimating the value of improved wastewater treatment: The case of River Ganga, India. *91*(11), 2163-2171.
- Boczkaj, G., & Fernandes, A. J. C. e. j. (2017). Wastewater treatment by means of advanced oxidation processes at basic pH conditions: A review. *320*, 608-633.
- Boyles, W. J. T. i. s., Booklet,. (1997). Chemical oxygen demand. *24*.
- Brillas, E., Sirés, I., & Oturan, M. A. J. C. r. (2009). Electro-Fenton process and related electrochemical technologies based on Fenton's reaction chemistry. *109*(12), 6570-6631.
- Cano, L. (2024). Rehabilitarán este año planta de tratamiento de aguas negras de Izúcar. *MUNICIPIOS*.
- Chowdhury, S., Khan, N., Kim, G.-H., Harris, J., Longhurst, P., & Bolan, N. (2016). Zeolite for nutrient stripping from farm effluents. In *Environmental Materials and Waste* (pp. 569-589): Elsevier.
- CONAGUA. (2019). Programa Nacional Hídrico 2020-2024 Resumen.
- CONAGUA. (2023). NOTA INFORMATIVA SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL EN LOS MUNICIPIOS DE SAN MARTÍN TEXMELUCAN Y HUEJOTZINGO, EN EL ESTADO DE PUEBLA; Y TEPETITLA DE LARDIZÁBAL Y NATIVITAS, EN EL ESTADO DE TLAXCALA. [Press release]
- CONAGUA, S. (2022). Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación. In: Edición.
- Conagua., & Semarnat. (2015). Conagua, Semarnat. Estadísticas del Agua en México. Edición 2015. Conagua, Semarnat. México.
- Deng, Y. (2009). Advanced oxidation processes (AOPs) for reduction of organic pollutants in landfill leachate: a review. *Environment and Waste Management*, *4*(3-4), 366-384.
- Deng, Y., & Zhao, R. J. C. P. R. (2015). Advanced oxidation processes (AOPs) in wastewater treatment. *1*, 167-176.
- Dominguez, D., & Gujer, W. J. W. R. (2006). Evolution of a wastewater treatment plant challenges traditional design concepts. *40*(7), 1389-1396.
- El-Gohary, F. A., Nasr, F. A. J. W. S., & Technology. (1999). Cost-effective pre-treatment of wastewater. *39*(5), 97-103.
- Fenton, H. J. H. J. C. N. (1876). On a new reaction of tartaric acid. *33*(190), 190.
- Francesc, H. S., María, M. S., & Ramón, S.-G. (2011). Cost modelling for wastewater treatment processes. *268*(1-3), 1-5.

- Gandavadi, D., Sundarrajan, S., Ramakrishna, S. J. M. M., & Engineering. (2019). Bio-based nanofibers involved in wastewater treatment. *304*(11), 1900345.
- Garrido-Cardenas, J. A., Esteban-García, B., Agüera, A., Sánchez-Pérez, J. A., Manzano-Agugliaro, F. J. I. J. o. E. R., & Health, P. (2020). Wastewater treatment by advanced oxidation process and their worldwide research trends. *17*(1), 170.
- Gjems, O. J. A. (1960). Stoichiometry of titration of calcium, magnesium and manganese at low concentration with EDTA, with the metal indicators murexide and Eriochrome Black T. *85*(1015), 738-744.
- Goriletsky, V., Mitichkin, A., Belenko, L., Rebroya, T. J. S. P. Q. E., & Optoelectronics. (2001). IR spectroscopy of KBr salt and crystals.
- Gorman, M. J. J. o. C. E. (1940). A review of the interpretation of pH. *17*(7), 343.
- GracePavithra, K., Jaikumar, V., Kumar, P. S., & SundarRajan, P. J. J. o. C. P. (2019). A review on cleaner strategies for chromium industrial wastewater: present research and future perspective. *228*, 580-593.
- Grzegorzec, M., Wartalska, K., Kaźmierczak, B. J. I. C. i. H., & Transfer, M. (2023). Review of water treatment methods with a focus on energy consumption. *143*, 106674.
- Haber, F., & Weiss, J. J. N. (1932). Über die katalyse des hydroperoxydes. *20*(51), 948-950.
- Henze, M., van Loosdrecht, M. C., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological wastewater treatment*: IWA publishing.
- Holenda, B., Domokos, E., Rédey, Á., Fazakas, J. J. C., & Engineering, C. (2008). Dissolved oxygen control of the activated sludge wastewater treatment process using model predictive control. *32*(6), 1270-1278.
- Hu, Z., & Grasso, D. (2005). Water analysis| chemical oxygen demand.
- Illueca-Muñoz, J., Mendoza-Roca, J., Iborra-Clar, A., Bes-Piá, A., Fajardo-Montañana, V., Martínez-Francisco, F., & Bernácer-Bonora, I. J. D. (2008). Study of different alternatives of tertiary treatments for wastewater reclamation to optimize the water quality for irrigation reuse. *222*(1-3), 222-229.
- INECC. (2018). *Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Coordinación General de Mitigación del Cambio Climático. Desarrollo de rutas de instrumentación de las contribuciones nacionalmente determinadas en materia demitigación de gases y compuestos de efecto invernadero (GyCEI) del sector Aguas Residuales de México.*
- INEGI. (2023). *ESTADÍSTICAS A PROPÓSITO DEL DÍA MUNDIAL DEL AGUA (22 DE MARZO)*. Paper presented at the NÚM. 161/23.
- Kassim, N. A., Ghazali, S., Bohari, F. L., & Abidin, N. J. M. T. P. (2022). Assessment of heavy metals in wastewater plant effluent and lake water by using atomic absorption spectrophotometry. *66*, 3961-3964.
- Khan, M. I., Mukherjee, K., Shoukat, R., & Dong, H. J. M. T. (2017). A review on pH sensitive materials for sensors and detection methods. *23*, 4391-4404.
- Kim, C., Eom, J. B., Jung, S., & Ji, T. J. S. (2016). Detection of organic compounds in water by an optical absorbance method. *16*(1), 61.
- Kozak, J., Townshend, A. J. E. o. A. S., 3rd ed., & Worsfold, P., Poole, C., Eds. (2019). *Titrimetry| Overview*. 111-120.
- Lakshmana Prabu, S., T N K, S., & Kumar, A. (2011). Wastewater treatment technologies: A review. *43*, 9-13.
- LaPara, T. M., Burch, T. R., McNamara, P. J., Tan, D. T., Yan, M., Eichmiller, J. J. J. E. s., & technology. (2011). Tertiary-treated municipal wastewater is a significant point source of antibiotic resistance genes into Duluth-Superior Harbor. *45*(22), 9543-9549.

- Lázaro, A. A. C., Ventura, A. P. S. C., Amasifuen, A. D. H., & Bozzetta, J. L. R. J. B. B. F. (2019). Análisis de la contaminación microbiológica (coliformes totales y fecales) en el río Huaura–2018. *8*(4).
- Li, D., & Liu, S. (2019). Water Quality Detection for Lakes. *Water Quality Monitoring and Management*. In: Academic Press: Cambridge, MA, USA.
- Liu, X., & Millero, F. J. J. G. e. C. A. (1999). The solubility of iron hydroxide in sodium chloride solutions. *63*(19-20), 3487-3497.
- Maizel, A. C., & Remucal, C. K. J. W. r. (2017). The effect of advanced secondary municipal wastewater treatment on the molecular composition of dissolved organic matter. *122*, 42-52.
- Manchot, W. J. J. L. A. d. C. (1901). Ueber Sauerstoffactivirung. *314*(1-2), 177-199.
- Mandal, H. K. J. I. J. E. R. D. (2014). Influence of wastewater pH on turbidity. *4*(2), 105-114.
- Maria, P., Vasileios, T., P, S., A, Z., & Sakellaropoulos. (2006). Wastewater reclamation by advanced treatment of secondary effluents. *195*(1-3), 109-118.
- Metcalf, L., Eddy, H. P., & Tchobanoglous, G. (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse* (Vol. 4): McGraw-Hill New York.
- Mittal, A. J. W. t. (2011). Biological wastewater treatment. *1*, 32-44.
- Mohapatra, D. P., & Kirpalani, D. M. J. T. C. J. o. C. E. (2019). Advancement in treatment of wastewater: fate of emerging contaminants. *97*(10), 2621-2631.
- Morales Venegas, J. A. (2018). *Evaluación de la condición ecológica del río Nexapa en la subcuenca Chietla, Puebla, México*.
- Mostafazadeh, A. K., Zolfaghari, M., & Drogui, P. J. J. o. W. P. E. (2016). Electrofiltration technique for water and wastewater treatment and bio-products management: A review. *14*, 28-40.
- Nabgan, W., Saeed, M., Jalil, A., Nabgan, B., Gambo, Y., Ali, M., . . . Hussain, I. J. E. R. (2022). A state of the art review on electrochemical technique for the remediation of pharmaceuticals containing wastewater. *210*, 112975.
- Nair, G., Soni, B., & Shah, M. J. G. f. S. D. (2023). A comprehensive review on electro-oxidation and its types for wastewater treatment. *23*, 100980.
- Naumann, D., Lasch, P., & Fabian, H. (2006). *Cells and biofluids analyzed in aqueous environment by infrared spectroscopy*. Paper presented at the Biomedical vibrational spectroscopy III: Advances in research and industry.
- Navarro, A., Herrera, J., Caso, L., & Marrugo, J. J. C. N. y. E., Handbook TI.—© ECORFAN—Valle de Santiago, Guanajuato. (2013). Calidad del agua del río Nexapa: Tendencias espacio-temporales y sus implicaciones. 83-97.
- Navarro, A., Herrera, J., Marrugo, J., Bayona, J., & Morales, L. J. C. d. l. i. y. t. H. T.-I. (2014). Microcontaminantes orgánicos en los ríos de México: El caso del río Nexapa. 49-63.
- Navarro Frómata, A., & Aviña, J. R. (2023). La importancia de los ríos pequeños: el caso del río Nexapa. In (pp. 96-115).
- Nidheesh, P. V., Ganiyu, S. O., Kuppam, C., Mousset, E., Samsudeen, N., Olvera-Vargas, H., & Kumar, G. J. J. o. W. P. E. (2022). Bioelectrochemical cells as a green energy source for electrochemical treatment of water and wastewater. *50*, 103232.
- Nikbeen, T., & Nayab, A. K. J. J. o. E. E. (2023). Transformation of traditional wastewater treatment methods into advanced oxidation processes and the role of ozonation. *24*(6).

- Nishat, A., Yusuf, M., Qadir, A., Ezaier, Y., Vambol, V., Khan, M. I., . . . Prakash, C. J. A. E. J. (2023). Wastewater treatment: a short assessment on available techniques. *76*, 505-516.
- ONU. (2016a). International Decade for Action, "Water for Sustainable Development", 2018-2028 :revised draft resolution. In. [New York] :: UN.
- ONU. (2016b). Organización de las Naciones Unidas. (25 de noviembre de 2016). Decenio Internacional para la Acción "Agua para el Desarrollo Sostenible" (2018-2028). <https://digitallibrary.un.org/record/849767?v=pdf>
- Oturan, N., & Oturan, M. A. (2018). Chapter 8 - Electro-Fenton Process: Background, New Developments, and Applications. In C. A. Martínez-Huitle, M. A. Rodrigo, & O. Scialdone (Eds.), *Electrochemical Water and Wastewater Treatment* (pp. 193-221): Butterworth-Heinemann.
- Peng, J., Kumar, K., Gross, M., Kunetz, T., & Wen, Z. J. W. E. R. (2020). Removal of total dissolved solids from wastewater using a revolving algal biofilm reactor. *92(5)*, 766-778.
- Ramos Ascue, J. D. J. P. L. (2018). Medición en línea de la DQO mediante correlación del coeficiente de absorción espectral de luz uv. *13(2)*, 67-76.
- Rashid, R., Shafiq, I., Akhter, P., Iqbal, M. J., Hussain, M. J. E. S., & Research, P. (2021). A state-of-the-art review on wastewater treatment techniques: the effectiveness of adsorption method. *28*, 9050-9066.
- Robinson, J. W. J. A. C. (1960). Atomic absorption spectroscopy. *32(8)*, 17A-29A.
- Sakib, S. N. J. A. P. (2023). Electrochemical waste water treatment.
- Sarbatly, R., & Chiam, C.-K. J. N. (2022). An overview of recent progress in nanofiber membranes for oily wastewater treatment. *12(17)*, 2919.
- Semarnat. (2016). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave, de Desempeño Ambiental y de Crecimiento Verde. Edición 2015. Semarnat. México. 2016.
- Sengupta, P. J. I. j. o. p. m. (2013). Potential health impacts of hard water. *4(8)*, 866.
- Shewa, W. A., & Dagne, M. (2020). Revisiting Chemically Enhanced Primary Treatment of Wastewater: A Review. *12(15)*, 5928.
- Silva, G. S. E., Muñoz, A., De la Isla de Bauer, M., & Infante, S. J. T. L. (2002). Contaminación ambiental en la región de Atlixco: 1 Agua. *20(3)*, 243-251.
- Skoog, D. A., Holler, F. J., & Crouch, S. R. J. C. l. c. a. u. h. c. a. u. d. p. p. (2019). Textbook" principles of instrumental analysis."
- Sonune, A., & Ghate, R. J. D. (2004). Developments in wastewater treatment methods. *167*, 55-63.
- Subramanian, A., Rodriguez-Saona, L. J. I. s. f. f. q. a., & control. (2009). Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy. 145-178.
- Talbot, P., & De la Noüe, J. J. W. R. (1993). Tertiary treatment of wastewater with *Phormidium bohneri* (Schmidle) under various light and temperature conditions. *27(1)*, 153-159.
- Tanudjaja, H. J., Hejase, C. A., Tarabara, V. V., Fane, A. G., & Chew, J. W. J. W. r. (2019). Membrane-based separation for oily wastewater: A practical perspective. *156*, 347-365.

- Terán, G., Posligua, P., & Banchón, C. J. E. U. (2015). Dosificación mínima del reactivo Fenton para la remediación de agua contaminada con colorantes. *6*(3), 65-80.
- Turkmenler, H., Aslan, M. J. D., & treatment, w. (2017). An evaluation of operation and maintenance costs of wastewater treatment plants: Gebze wastewater treatment plant sample. *76*, 382-388.
- Wardman, P., & Candeias, L. P. J. R. r. (1996). Fenton chemistry: an introduction. *145*(5), 523-531.
- WHO. (2010). *Hardness in drinking-water: background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality*. Retrieved from
- Wiercik, P., Kuśnierz, M., Kabsch-Korbutowicz, M., Plucińska, A., Chrobot, P. J. D., & Treatment, W. (2022). Evaluation of changes in activated sludge and sewage sludge quality by FTIR analysis and laser diffraction. *273*, 114-125.
- Yu, Q., Liu, R., Chen, J., Chen, L. J. I. B., & Biodegradation. (2019). Electrical conductivity in rural domestic sewage: an indication for comprehensive concentrations of influent pollutants and the effectiveness of treatment facilities. *143*, 104719.
- Zagklis, D. P., & Bampos, G. J. P. (2022). Tertiary wastewater treatment technologies: A review of technical, economic, and life cycle aspects. *10*(11), 2304.

Anexo 1: Tratamiento a pH cercano al neutro.

Los resultados obtenidos muestran un punto máximo de remoción de materia orgánica (expresada de manera indirecta por medio de la DQO) en un tiempo de 20 minutos. El % de remoción obtenido es menor al 48% con respecto a la muestra original sin tratamiento. Como se indica en la literatura, el control del pH inicial es vital para obtener resultados significativos, por lo que se repiten los experimentos teniendo un pH inicial en un el intervalo de 2.8-3.5, con lo que se esperaba una mayor presencia de Fe^{+2} en el medio por lo que se reducen los tiempos de los experimentos (Brillas et al., 2009). Los resultados de la caracterización se encuentran en la Tabla 12:

Tabla 12. Caracterización de las muestras de agua contaminada después del tratamiento electroquímico empleando 9 V con diferentes tiempos de reacción.

Tiempo (min)	Sólidos sedimentables (mL/10 mL)	pH	Dureza total CaCO₃ (mg/L)	Turbidez promedio (NTU)	α 436 nm (m⁻¹)	α 525 nm (m⁻¹)	α 620 nm (m⁻¹)
15	7.2	7.3	156	24.7	0	0	0
20	8.0	7.4	153.3	23.4	0.4	0.1	0
25	9.0	7.5	74.6	27.4	0	0	0
30	9.0	8.7	75.3	19.3	0.8	0.4	0.2
45	8.6	10.6	45.3	16.4	1.7	1.2	0.9
60	9.0	11.1	35.3	20.5	0.9	0.5	0.3

En cuanto a la caracterización por espectroscopía UV-Vis se observaron los siguientes espectros Figura 18:

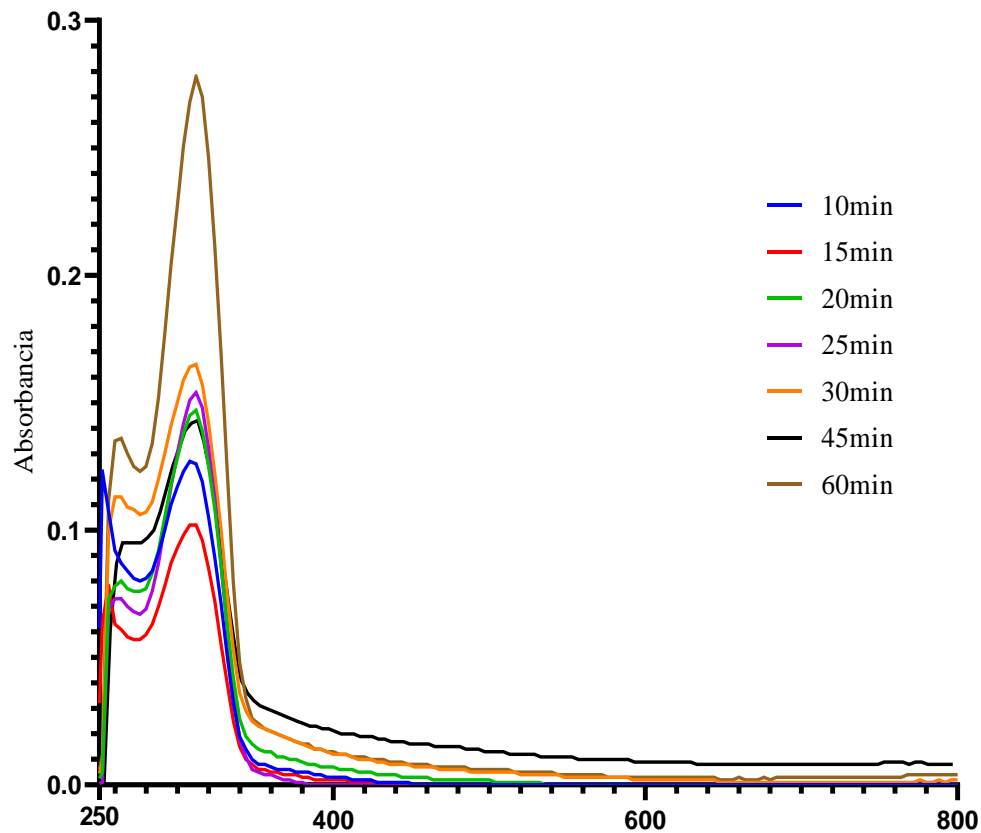


Figura 18. Espectro UV-Vis del tratamiento a 9V durante el tratamiento a 15-60min.

Con estos espectros, se observa que el tiempo ideal de reacción es de 10 a 15 min, teniendo las menores absorbancias en 15min. Por otra parte, como puede observarse en la Tabla 12; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, existe un aumento de pH con respecto al tiempo, que indican que el tiempo ideal de reacción es entre 15 y 20 min, ya que se acerca a un valor de pH neutral. Para elegir el tiempo de reacción más eficiente se realizan mediciones de DQO que se muestran en la Tabla 13.

Tabla 13. Valores de DQO y % de remoción para el tratamiento a 9 V.

Tiempo de tratamiento (min)	DQO (mg/L)	% de remoción
10	162	43.14
15	159	44.21
20	150	47.42
25	153	46.35
30	180	36.71
45	210	26.00
60	240	15.28

Anexo 2: Equipos utilizados.

Sistemas de purificación de agua ultrapura Barnstead™ E-Pure™:



Figura 19. Sistemas de purificación de agua ultrapura Barnstead™ E-Pure™.

Tabla 14. Especificaciones de Sistemas de purificación de agua ultrapura Barnstead™ E-Pure™.

Categoría	Especificación
Certificaciones/conformidad	CE, CSA
Conductividad	0055 S / cm
Contenido bacteriano	< 1CFU/mL
Monitorización del agua de suministro	No
Fuente del agua de suministro	Tap or Pretreated
Caudal	Hasta 2.5L/min .
Tipo de agua producto	Type 1
Remote Dispenser	Optional
Resistividad	18.2MW - cm a 25 ° C
TOC Monitor with UV Intensity Monitoring	No
Carbono orgánico total (COT)	< 10 ppb
Tipo	Water Purification System
Presión del agua de suministro	100psig (6,9 bar)
Módulos	3
Partículas	> 0,2 µM/ml < 1 mM / mL
Dimensiones (Largo x Ancho x Alto)	7.5 x 31.5 x 28 in. (19 x 80.0 x 71.1 cm)
Longitud (imperial)	7.5 pulg
Longitud (métrico)	19cm
Anchura (imperial)	29 pulg
Anchura (métrico)	74cm

Altura (imperial)	28 pulgadas
Altura (métrico)	71cm
Tensión	100 -240V

Potenciómetro Conductronic pH 120



Figura 20. Potenciómetro Conductronic pH 120.

Tabla 15. Especificaciones del Potenciómetro Conductronic pH 120.

	Categoría	Especificación
Rangos	pH:	-2.00 a 16.00 pH
	mV:	±1999 mV
	°C:	-50 a 150 °C
Resolución	pH:	0.01 pH
	mV:	1 mV
	°C:	0.1 °C
Precisión	pH	±0.01 pH
	mV	±1 mV

	°C:	±0.5 °C
Asimetría	pH	±3.5 pH
	mV	±210 mV
Salida Karl Fischer:	-10 uA	
Salida para Registrador	pH:	0 a 140 mV
	mV:	±199.9 mV
Tipo de Conexión	pH/mV:	BNC
	°C:	Mono-aural
	Ref. elec:	Pin tip
	Karl Fischer:	Pin tip
	Registrador:	Mono-aural
Compensacion de temp.	Automatica de -50 a 150 °C	

Sensor de turbidez Vernier:



Figura 21. Sensor de turbidez Vernier.

Tabla 16. Especificaciones del Sensor de turbidez Vernier.

Categoría	Especificación
Rango:	0 a 200 NTU

Resolución típica:	0.25 NTU
Estándar:	StablCal Formazin Standard 100 NTU
Exactitud:	± 2 NTU para lecturas menores de 25 NTU, ± 5% de lecturas superiores a 25 NTU
Longitud de onda del LED:	890 nm

Conductímetro YSI 3200:



Figura 22. Conductímetro YSI 3200.

Tabla 17. Especificaciones del Conductímetro YSI 3200.

Categoría	Especificación
Sobremesa:	Sí
Certificaciones:	CE, UL, CSA
Conector:	Mini Din de 7 pines
Cumplimiento de GLP:	Sí
Pantalla gráfica:	Pantalla gráfica
Rango de medición:	Conductancia- 0 - 0,9999 μ S, Resistencia- 0 - 9,999 Ω , Salinidad-0-80 ppt (NaCl), TDS-0-19.999 mg/L, Temperatura--5 a +100 $^{\circ}$ C
Multiparámetro:	Sí
Parámetros medidos:	Conductividad, resistividad, salinidad, TDS (sólidos disueltos totales) y temperatura
Alimentación:	CA, 115 V, 220 V
Unidad de medida:	TDS-0- mg/L, Salinidad-ppt, Conductancia- μ S, Resistencia- Ω , Temperatura- $^{\circ}$ C
Calibrable por el usuario:	Sí
Impermeable:	Diseñado exclusivamente para uso en interiores y NO es impermeable.

Espectrofotómetro Infrarrojo FT-IR Digilab, modelo Scimitar FT-IR:



Figura 23. Espectrofotómetro Infrarrojo FT-IR Digilab, modelo Scimitar FT-IR.

Tabla 18. Especificaciones del Espectrofotómetro Infrarrojo FT-IR Digilab, modelo Scimitar FT-IR.

Categoría	Especificación
Rango espectral	7800 - 350 cm^{-1} (dependiendo del detector y los accesorios utilizados).
Resolución espectral	Hasta 0.5 cm^{-1} .
Relación señal/ruido (SNR)	$\geq 30,000:1$ (medida estándar, con un tiempo de escaneo de 1 minuto).
Fuente de luz	Lámpara de globo de SiC de larga duración.
Detector estándar	DTGS (Deuterated Triglycine Sulfate).
Detector opcional	MCT (Mercury Cadmium Telluride) para mayor sensibilidad en mediciones específicas.
Interferómetro	Tipo Michelson con espejos revestidos de oro.
Sistema de purga	Compatible con gases inertes como nitrógeno para eliminar CO_2 y humedad.
Velocidad de escaneo	Variable, con opciones para análisis de barrido rápido o detallado.
Compatibilidad de muestras	Soporta transmisión, reflexión, ATR, DRIFTS y celdas de gases/líquidos.
Software	DIGILAB Resolutions o software compatible para análisis avanzado de espectros.
Conectividad	Puerto RS232 (puede requerir adaptadores modernos según configuración).
Dimensiones	60 cm (largo) \times 50 cm (ancho) \times 30 cm (alto).
Peso	Aproximadamente 35 kg.
Alimentación eléctrica	110-240 V, 50/60 Hz.

Espectrofotómetro de absorción atómica GBC 932 de marca Scientific Equipment Ltd:



Figura 24. Espectrofotómetro de absorción atómica GBC 932 de marca Scientific Equipment Ltd.

Tabla 19. Especificaciones del Espectrofotómetro de absorción atómica GBC 932 de marca Scientific Equipment Ltd.

Categoría	Especificación
Espectro de:	185 a 900 nm
Sistema óptico de:	Doble haz con corrección de fondo y capacidad de emisión de llama
Relación de modulación asimétrica:	2/1 para muestra/referencia para reducción de ruido
Intervalo de medición:	0,01 nm
Fase Ebert:	Negra
Lámpara multicátodo para:	Zn, ni, pb, cu, cr, fe, lámpara monoelemento para cd, mn, ca, mg
Llama:	Automática
Cilindro:	aire – acetileno
Calibración:	Con materiales de referencia

Espectrofotómetro HACH DR 5000:

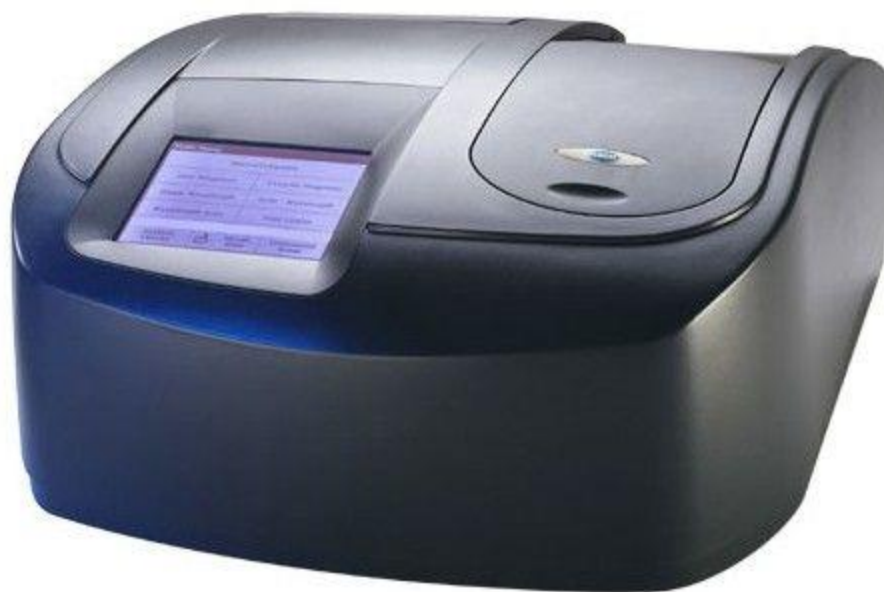


Figura 25. Espectrofotómetro HACH DR 5000.

Tabla 20. Espectrofotómetro HACH DR 5000.

Categoría	Especificación
Modo operativo	Transmitancia (%), absorbancia y concentración
Fuente de luz	Lámpara de tungsteno en atmósfera gaseosa (visible) y lámpara de deuterio (UV)
Rango de longitud de onda	190–1100 nm
Precisión de longitud de onda	± 1 nm en el rango de longitud de onda 200–900 nm
Reproducibilidad de longitud de onda	< 0.1 nm
Resolución de longitud de onda	0.1 nm
Calibración de longitud de onda	Automática
Selección de longitud de onda	Automática, mediante selección de un método
Velocidad de escaneado	900 nm/min en intervalos de 1 nm
Ancho de banda espectral	2 nm
Rango fotométrico	± 3.0 Abs en el rango de longitud de onda 200–900 nm
Precisión fotométrica	5 mAbs a 0.0–0.5 Abs 1% a 0.50–2.0 Abs
Linealidad fotométrica	< 0.5%–2 Abs < = 1% a > 2 Abs con vidrio neutro a 546 nm
Luz difusa	Solución de yoduro de potasio a 220 nm > 3.3 Abs / < 0.05%
Almacenamiento de datos	1000 measured values (result, date, time, sample ID, user ID)

Programas del usuario	50
Especificaciones físicas y ambientales	
Anchura	450 mm (17.7 pulgadas)
Altura	200 mm (7.9 pulgadas)
Profundidad	500 mm (19.7 pulgadas)
Peso	15.5 kg (34.2 lb)
Condiciones de funcionamiento	10–40 °C (50–104 °F), 80% humedad relativa máxima (sin condensación)
Condiciones de almacenamiento	–25–60 °C (–13–140 °F) 80% humedad relativa máxima (sin condensación)